

Räumliche Modellierung der Schwefelversorgung von Kulturpflanzen für das  
Gebiet der Bundesrepublik Deutschland

Von der  
Fakultät Architektur, Bauingenieurwesen und Umweltwissenschaften  
der Technischen Universität Carolo-Wilhelmina  
zu Braunschweig

zur Erlangung des Grades eines  
**Doktors der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)**  
genehmigte

**Dissertation**

von  
Knut Hartmann  
geboren am 30.05.1981  
aus Minden

Eingereicht am 25. November 2009

Disputation am 08. Juli 2010

Berichterstatter Prof. Dr. Dr. E. Schnug, Prof. Dr. M. Schöniger  
Prof. Dr. R. Nieder, Prof. Dr. L. J. De Kok

2011

# Inhaltsverzeichnis

---

<b>1</b>	<b>Einleitung .....</b>	<b>1</b>
1.1	Problembeschreibung und Zielstellung .....	1
1.2	Modelle zur räumlichen Abschätzung des Schwefelmangelrisikos .....	7
<b>2</b>	<b>Material und Methoden .....</b>	<b>16</b>
2.1	Modellskizze.....	16
2.2	Aufbereitung der Bodendaten.....	19
2.2.1	Effektive Durchwurzelungstiefe.....	21
2.2.2	Ableitung des Grundwasserflurabstandes .....	23
2.3	Aufbereitung der Klimadaten .....	25
2.3.1	Räumliche Interpolation der Klimadaten .....	29
2.3.2	Zeitliche Diskretisierung der Klimadaten.....	31
2.4	Bodenwasserhaushalt.....	33
2.4.1	Aufbau des Bodenwasserhaushaltsmodells .....	34
2.4.2	Bodenwassergehalt des effektiven Wurzelraums .....	35
2.4.3	Potentielle und aktuelle Evapotranspiration .....	36
2.4.4	Sickerwasserrate .....	42
2.4.5	Austauschhäufigkeit des Bodenwassers .....	43
2.4.6	Validierung des Bodenwasserhaushaltsmodells.....	44
2.5	Sulfatauswaschungsrisiko.....	47
2.6	Räumliche Berechnung des Modells .....	51
2.7	Anteil der atmosphärischen Schwefeldeposition am Schwefelentzug .....	52
2.8	Ableitung des räumlichen Schwefelmangelrisikos .....	56
<b>3</b>	<b>Ergebnisse .....</b>	<b>58</b>
3.1	Ableitung des Grundwasserflurabstands .....	59
3.2	Bodenwasserhaushalt.....	61
3.2.1	Potentielle und aktuelle Evapotranspiration .....	63
3.2.2	Sickerwasserrate .....	70
3.2.3	Austauschhäufigkeit des Bodenwassers .....	74
3.2.4	Validierung des Bodenwasserhaushaltsmodells.....	80
3.3	Sulfatauswaschungsrisiko.....	83

3.4	Anteil der atmosphärischen Schwefeldeposition am Schwefelentzug .....	86
3.5	Ausweisung des Schwefelmangelrisikos .....	89
<b>4</b>	<b>Diskussion.....</b>	<b>95</b>
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung .....</b>	<b>108</b>
<b>6</b>	<b>Summary .....</b>	<b>110</b>
<b>7</b>	<b>Literatur .....</b>	<b>112</b>
<b>8</b>	<b>Anhang.....</b>	<b>i</b>
8.1	Verwendete Geodaten.....	ii
8.2	Häufigkeitsverteilung der Modellergebnisse.....	viii
8.3	Validierung des Bodenwasserhaushaltsmodells mit variierendem Klimamuster .....	xii

## Abbildungsverzeichnis

---

Abbildung 1-1: Model for the prognosis of S deficiency (MOPS). .....	9
Abbildung 1-2: Schwefelmangelgefährdung für Großbritannien von McGRATH und ZHAO (1995) für 2003 und die aktualisierte Darstellung von 2007. ....	10
Abbildung 1-3: Klassifikationsschema von McGRATH <i>et al.</i> (2007) zur Beurteilung des Einflusses der Schwefeldüngung auf Winterweizen. ....	11
Abbildung 1-4: Schematische Darstellung des Antagonismus zwischen Modell- komplexität, Datenverfügbarkeit und Modellgüte. ....	14
Abbildung 2-1: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Material und Methoden. ....	17
Abbildung 2-2: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Aufbereitung der Bodendaten. ....	19
Abbildung 2-3: Methodik der Erstellung einer einheitlichen Bodensäule für die effektive Durchwurzelungstiefe, für die Bodenkennwerte der Feld- kapazität und der nutzbaren Feldkapazität. ....	20
Abbildung 2-4: Berechnung der Rasterwerte der nutzbaren Feldkapazität aus den zugrunde liegenden Polygondatensätzen. ....	20
Abbildung 2-5: Bodenartendiagramm und effektive Durchwurzelungstiefe für Acker- und Grünlandstandorte. ....	22
Abbildung 2-6: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Auf- bereitung der Klimadaten. ....	25
Abbildung 2-7: Jahresniederschlag und Jahresdurchschnittstemperatur des dreißig- jährigen Mittels .....	26
Abbildung 2-8: Änderung der Sommer- und Winterhalbjahresniederschläge für das zukünftige Klimaszenario. ....	28
Abbildung 2-9: Höhenregression der monatlichen Temperaturdaten. ....	29
Abbildung 2-10: Höhenmodell der Shuttle Radar Topography Mission. ....	30
Abbildung 2-11: Verfahren zur Erstellung von Tageswerten aus monatlichen Wetterdaten auf räumlicher Basis. ....	32
Abbildung 2-12: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Bodenwasserhaushalt. ....	33



Abbildung 2-14: Wasserkreislauf im Agrarökosystem. ....	36
Abbildung 2-15: Reduktionsparameter für die potentielle Evapotranspiration.....	45
Abbildung 2-16: Wasserspannungs-Wassergehaltskurve für die zum Modell- vergleich verwendeten Böden. ....	46
Abbildung 2-17: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Sulfatauswaschungsrisiko des Winterhalbjahrs. ....	47
Abbildung 2-18: Gebiete mit vorwiegender Nutzung als Acker und Grünland.....	50
Abbildung 2-19: Schematische Berechnung des Modells auf räumlicher Basis.....	51
Abbildung 2-20: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Anteil der atmosphärischen Deposition am Schwefelentzug.....	52
Abbildung 2-21: Schwefeleinträge in Agrarflächen für ausgewählte Jahre.....	53
Abbildung 2-22: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Schwefelmangelrisiko. ....	56
Abbildung 3-1: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Ergebnisse.....	58
Abbildung 3-2: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Grundwasserflurabstand. ....	59
Abbildung 3-3: Räumliche Verteilung der Böden mit Grundwasserbeeinflussung bis in 200 cm Bodentiefe.....	60
Abbildung 3-4: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Bodenwasserhaushalt.....	61
Abbildung 3-5: Lage der vier ausgewählten Stationen für die Ergebnisse des Bodenwasserhaushaltes. ....	62
Abbildung 3-6: Verlauf der monatlichen, potentiellen und aktuellen Evapotrans- piration ausgewählter Stationen unter Grasbewuchs.....	64
Abbildung 3-7: Jährliche potentielle Evapotranspiration für Grünland für das aktuelle und zukünftige Klimaszenario. ....	65
Abbildung 3-8: Jährliche potentielle Evapotranspiration für Winterweizen für das aktuelle und zukünftige Klimaszenario. ....	65
Abbildung 3-9: Jährliche aktuelle Evapotranspiration für Grünland für das aktuelle und zukünftige Szenario. ....	67

Abbildung 3-10: Jährliche aktuelle Evapotranspiration für Winterweizen für das aktuelle und zukünftige Szenario. ....	67
Abbildung 3-11: Monatliche Sickerwasserrate aus der effektiven Durchwurzelungs- tiefe unter Grasbewuchs für ausgewählte Standorte. ....	71
Abbildung 3-12: Sickerwasserrate des Winterhalbjahres für Grünland für das aktuelle und zukünftige Szenario. ....	73
Abbildung 3-13: Sickerwasserrate des Winterhalbjahres für Winterweizen für das aktuelle und zukünftige Szenario. ....	73
Abbildung 3-14: Monatliche Austauschhäufigkeit des Bodenwasser unter Gras- bewuchs für ausgewählte Standorte. ....	75
Abbildung 3-15: Potentielle Sulfatauswaschungsgefährdung für Grünland für das aktuelle und zukünftige Szenario nach der Methode der BUNDES- ANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE. ....	78
Abbildung 3-16: Potentielle Sulfatauswaschungsgefährdung für Winterweizen für das aktuelle und zukünftige Szenario nach der Methode der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE. ....	78
Abbildung 3-17: Räumliche Änderung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers im Winterhalbjahr zwischen dem aktuellen Klima und dem zukünftigen Klimaszenario. ....	79
Abbildung 3-18: Vergleich der Modellierung der jährlichen Sickerwasserrate. ....	81
Abbildung 3-19: Modellvergleich der täglich aufgelösten Sickerwasserraten. ....	82
Abbildung 3-20: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Potentielles Sulfatauswaschungsrisiko. ....	83
Abbildung 3-21: Sulfatauswaschungsrisiko für die landwirtschaftliche Nutzfläche auf Basis der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei dem Anbau von Winterweizen. ....	85
Abbildung 3-22: Sulfatauswaschungsrisiko für Grünland auf Basis der Austausch- häufigkeit des Bodenwassers. ....	85
Abbildung 3-23: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Anteil der atmosphärischen Schwefeldeposition. ....	86
Abbildung 3-24: Anteil der jährlichen Schwefeldepositionen am Schwefelentzug ausgewählter Kulturarten. ....	88

Abbildung 3-25: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos:	
Ausweisung des Schwefelmangelrisikos. ....	89
Abbildung 3-26: Schwefelmangelrisiko für Winterraps. ....	91
Abbildung 3-27: Schwefelmangelrisiko für Winterweizen.....	92
Abbildung 3-28: Schwefelmangelrisiko für Zuckerrübe.....	93
Abbildung 3-29: Schwefelmangelrisiko für Kartoffel.....	94
Abbildung 4-1: Deutschlandweites Schwefelmangelrisiko nach der Wertung des BASF Schwefelschätzrahmens.....	103
Abbildung 8-1: Monatliche Durchschnittstemperaturen des klimatischen Mittels von 1961-1990.....	ii
Abbildung 8-2: Monatliche Niederschlagssummen des klimatischen Mittels von 1961-1990.....	iii
Abbildung 8-3: Monatliche Mittel der Globalstrahlung des klimatischen Mittels von 1961-1990.....	iv
Abbildung 8-4: Änderung der monatlichen Durchschnittstemperatur des zukünftigen Klimas zum Referenzszenario. ....	v
Abbildung 8-5: Änderung der monatlichen Niederschlagssummen des zukünftigen Klimas zum Referenzszenario. ....	vi
Abbildung 8-6: Mittlere Erträge von Winterraps, Winterweizen, Zuckerrübe und Kartoffel.....	vii
Abbildung 8-7: Häufigkeitsverteilung der jährlichen, potentiellen Evapotrans- piration für Acker- und Grünlandstandorte. ....	viii
Abbildung 8-8: Häufigkeitsverteilung der jährlichen, aktuellen Evapotranspiration für Acker- und Grünlandstandorte.....	ix
Abbildung 8-9: Häufigkeitsverteilung der Sickerwasserrate des WJH aus dem effektiven Wurzelraum für Acker- und Grünlandstandorte. ....	x
Abbildung 8-10: Häufigkeitsverteilung des Austauschfaktors des Bodenwasser für Acker- und Grünlandstandorte. ....	xi
Abbildung 8-11: Validierung der potentiellen Evapotranspiration bei Grasbewuchs mit dem Braunschweiger Klimamuster und dem Freiburger Klimamuster. ....	xii

Abbildung 8-12: Validierung der aktuellen Evapotranspiration bei Grasbewuchs mit dem Braunschweiger Klimamuster und dem Freiburger Klimamuster. ....	xiii
Abbildung 8-13: Validierung des Auswaschungsfaktors bei Grasbewuchs mit dem Braunschweiger Klimamuster und dem Freiburger Klimamuster. ...	xiii
Abbildung 8-14: Validierung der jährlichen Sickerwasserrate bei Grasbewuchs mit dem Braunschweiger und dem Freiburger Klimamuster. ....	xiv

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1-1: Änderung des Ertrags bei zusätzlicher Schwefeldüngung .....	2
Tabelle 1-2: Übersicht der bestehenden Ansätze zur Einstufung des Schwefel- mangelrisikos von Kulturpflanzen. ....	13
Tabelle 2-1: Monate mit und ohne Bewuchs der Hauptkultur. ....	23
Tabelle 2-2: Häufig auftretende Bodenhorizonte der BÜK 1000 mit Grundwasser- beeinflussung.....	24
Tabelle 2-3: Verwendete Klimadaten des aktuellen Klimaszenarios.....	26
Tabelle 2-4: Verwendete Klimadaten des Szenarios des klimatischen Mittels und des zukünftigen Klimas.....	28
Tabelle 2-5: Bestandesspezifischer Verdunstungskoeffizienten zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration unterschiedlicher Pflanzenbestände nach der Methode der Gras-Referenz-Verdunstung.....	40
Tabelle 2-6: Klassifizierung der potentiellen Sulfatauswaschungsgefährdung.....	44
Tabelle 2-7: Klassifizierung des Sulfatauswaschungsrisikos unter Berücksichtigung der Grundwasserbeeinflussung. ....	48
Tabelle 2-8: Mittlere Schwefelgehalte in der Frischmasse verschiedener Kulturen. ....	55
Tabelle 2-9: Ausweisung des Schwefelmangelrisikos auf Kreisebene. ....	57
Tabelle 3-1: Charakterisierung der vier ausgewählten Standorte.....	62
Tabelle 3-2: Jahreszeitliche potentielle Evapotranspiration für ausgewählte Standorte bei unterschiedlicher Nutzung. ....	68
Tabelle 3-3: Jahreszeitliche aktuelle Evapotranspiration für ausgewählte Standorte bei unterschiedlicher Nutzung.....	69
Tabelle 3-4: Jahreszeitliche Sickerwasserrate aus der effektiven Durchwurzelungstiefe für ausgewählte Standorte bei unterschiedlicher Nutzung. ....	72
Tabelle 3-5: Jahreszeitliche Austauschhäufigkeit des Bodenwassers der effektiven Durchwurzelungstiefe für ausgewählte Standorte bei unterschiedlicher Nutzung . ....	76
Tabelle 3-6: Anteil der Klassen des Sulfatauswaschungsrisikos am Ackerland bzw. Grünland . ....	84

Tabelle 4-1: Übersicht der bestehenden Ansätze zur Einstufung des Schwefelmangelrisikos von Kulturpflanzen. ....	104
---	-----

# Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bezeichnung	Einheit
AF	Auswaschungsfaktor des Bodenwassers	%
BS	Bodenwasserspeicher	mm dm <sup>-1</sup>
BWH	Bodenwasserhaushalt	-
ETC <sub>AKT</sub>	Aktuelle Evapotranspiration des Pflanzenbestandes	mm
ETC <sub>POT</sub>	Potentielle Evapotranspiration des Pflanzenbestandes	mm
ETO <sub>POT</sub>	Potentielle Evapotranspiration eines Grasbestandes	mm
DEM	Digitales Höhenmodell	m ü NN
FK	Feldkapazität des Bodens	%
FKWe	Feldkapazität der effektiven Durchwurzelungstiefe	%
GL	Grünland	-
GW	Grundwasser	-
H	Höhe über „Normal Null“	m
KA	Kartoffel	-
nFK	Nutzbare Feldkapazität des Bodens	%
nFKWe	Nutzbare Feldkapazität der effektiven Durchwurzelungstiefe	%
NR	Nettostrahlung	MJ m <sup>-2</sup>
P	Niederschlag	mm
PWP	Permanenter Welkepunkt des Bodens	%
PWPWe	Permanenter Welkepunkt der effektiven Durchwurzelungstiefe	%
R	Reduktionsfaktor der aktuellen Evapotranspiration	0 - 1
RA	Winterraps	-
RG	Globalstrahlung	MJ m <sup>-2</sup>
SHJ	Sommerhalbjahr (01.04 bis 30.09)	-
SW	Sickerwasser	mm
Temp	Temperatur	°C
We	Effektive Durchwurzelungstiefe	dm
WHJ	Winterhalbjahr (01.10 bis 31.03)	-
WW	Winterweizen	-
θ	Volumetrischer Wassergehalt des Bodens	%

# 1 Einleitung

## 1.1 Problembeschreibung und Zielstellung

Gegen Ende des letzten Jahrhunderts wurde in Deutschland erstmals Schwefelmangel in Kulturpflanzen diagnostiziert; zunächst Mitte der 1980er Jahre in stark schwefelbedürftigen Pflanzenbeständen wie Raps (SCHNUG *et al.*, 1984; SCHNUG und PISSAREK, 1982; SCHNUG, 1988), zu Beginn der 1990er Jahre in Getreide (PAULSEN und SCHNUG, 1996) und seit 1995 auch bei schwach schwefelbedürftigen Kulturpflanzen wie Zuckerrüben (HANEKLAUS *et al.*, 2005). Seitdem gilt Schwefelmangel als am häufigsten auftretende Ernährungsstörung an Kulturpflanzen (SCHNUG und HANEKLAUS, 1994; HANEKLAUS *et al.*, 2005a).

Schwefelmangel hat weitreichende **Folgen** für den Ertrag sowie für die Ertragsqualität und folglich für das Einkommen der Landwirte.

Die Biomasseproduktion und die Ertragsentwicklung von Kulturpflanzen werden durch unzureichende Schwefelversorgung empfindlich gestört (SCHNUG und HANEKLAUS, 1994; SCHNUG, 1988). So liegt bei einer ausreichenden Schwefelversorgung der Ertrag um 25 – 30 % höher als bei unterversorgten Pflanzenbeständen (Tabelle 1-1; AULAKH 2003; SCHNUG und HANEKLAUS, 1994). SCHNUG und HANEKLAUS (2005) errechneten einen durch Schwefelmangel verursachten Ertragsverlust von jährlich 1.200.000 t für Getreide und Raps in Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg. Nach SCHNUG und HANEKLAUS (2005) entsprechen diese Ertragseinbußen einem jährlichen finanziellen Verlust von 1.610.000.000 €.



**Tabelle 1-1: Änderung des Ertrags bei zusätzlicher Schwefeldüngung nach AULAKH, 2003.**

	Mittlere Ertragssteigerung [%]	Spanne der Ertragsänderung [%]
Getreide	+25	+1 – +110
Hülsenfrüchte	+25	+7 – +80
Ölsaaten	+32	+3 – +127
Gemüse	+30	+2 – +64
Futterpflanzen	+31	+6 – +60

Der Einfluss unzureichender Schwefelversorgung zeigt sich zudem in der Ertragsqualität. Bei Weizen führt dieser bei Backwaren zu einem verringerten Backvolumen (BYERS *et al.*, 1987; HANEKLAUS *et al.*, 1992; SCHNUG *et al.*, 1993a). Bei gleichzeitig hohen Stickstoffgaben ist bei Raps von erhöhten Protein- und Glucosinolatgehalten (SCHNUG, 1988; ZHAO *et al.*, 1993) und einer Abnahme des Ölgehaltes auszugehen (ZHAO *et al.*, 1993; AULAKH *et al.*, 1980; RANDALL und WRIGLEY, 1986). Für die Verwendung als Tierfutter sind erhöhte Proteingehalte als positiv, erhöhte Glucosinolatgehalte durch die toxische Wirkung auf Mensch und Tier als negativ zu bewerten.

Die Schwefelversorgung hat zudem ökologische Aspekte, da Stickstoff von unterversorgten Pflanzenbeständen weniger effizient genutzt wird und in Form von Nitrat vermehrt ausgewaschen oder in Form von Distickstoffoxid (Lachgas) vermehrt in die Atmosphäre emittiert wird (SCHNUG *et al.*, 1993; SCHNUG und HANEKLAUS, 2005). Der resultierende jährliche Nitratverlust wird auf 26.300 t für Raps- und Getreideflächen in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern und auf 4.000 – 6.000 t für Rapsbestände in Schleswig-Holstein geschätzt (SCHNUG und HANEKLAUS, 2005; SCHNUG, 1993). Das ausgewaschene Nitrat wirkt auf aquatische Ökosysteme eutrophierend und mindert nach der Trinkwasserverordnung (TrinkwV, 2001) zudem die Eignung als Trinkwasser. Der als Distickstoffoxid emittierte Stickstoff wirkt als Treibhausgas klimaschädigend.

Die **Ursachen** für das vermehrte Auftreten von Schwefelmangel in Agrarökosystemen und dessen Folgen basieren auf der drastischen Abnahme der Schwefelzufuhren bei gleichzeitig erhöhtem Schwefelbedarf der Kulturpflanzen.

Im Gegensatz zu anderen essentiellen Pflanzennährstoffen wie Stickstoff, Phosphor oder Kalium fand Schwefel in den letzten Dekaden noch keine Berücksichtigung bei Düngemittlempfehlungen, da eine ausreichende Zufuhr durch **schwefelhaltige Düngemittel** und durch die **atmosphärische Depositionen** in die Agrarökosysteme

stattfand. Allein die atmosphärischen Depositionen deckten in weiten Gebieten Deutschlands einen bedeutenden Anteil des Schwefelbedarfs der Kulturpflanzen ab (SCHNUG und HOLZ, 1987; SCHNUG, 1988). In natürlichen Ökosystemen (z. B. Wald) führten diese hohen Depositionsraten jedoch in den 1970er und 80er Jahren zu großräumigen Schädigungen (MATTHIAS und MEINEL, 1982; REHFUESS, 1983; AKSELSSON *et al.*, 2004) und sind seitdem unter dem Stichwort „Saurer Regen“ im Sprachgebrauch verankert. Angetrieben durch die negativen Folgen der Schwefelmissionen wurden seit dem Ende der 1970er Jahre sowohl nationale als auch internationale Maßnahmen und Bemühungen zur Minderung der Schwefeldioxidmissionen getroffen (z. B. das Bundesimmissions-Schutzgesetz, BImSchG; die Rauchgasentschwefelung; „Convention on Long-range Transboundary Air Pollution“, LRTAP). Zusammen mit dem Zusammenbruch der ostdeutschen Wirtschaft und den dadurch verminderten Schadstoffausstößen sanken die gesamtdeutschen Schwefelemissionen von  $7,514 \times 10^6$  t (1980) auf  $0,559 \times 10^6$  t (2004) (VESTRENG *et al.*, 2007). Es folgte ein starker Rückgang der jährlichen Schwefeldepositionen von etwa  $45 \text{ kg ha}^{-1}$  im Jahr 1974 auf einen aktuellen konstanten jährlichen atmosphärischen Eintrag von  $10 \text{ kg ha}^{-1}$  (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1983; GAUGER *et al.*, 2007). Zeitgleich verringerte sich die Schwefelzufuhr auf die Agrarflächen zusätzlich durch die Umstellung der Düngepraxis hin zu schwefelfreien Düngemitteln (z. B. Superphosphat durch Triplephosphat, Ammonsulfat durch Kalkammonsalpeter; SCHNUG, 1988).

Im Gegensatz dazu wurde jedoch ein **kontinuierlicher Anstieg des Schwefelbedarfs** der Agrarökosysteme erkannt (SCHNUG *et al.*, 1993b). Dieser beruht zum einen auf der gesteigerten Produktivität der Pflanzen durch züchterische Erfolge und einer Intensivierung der Pflanzenproduktion und zum anderen auf einem verstärkten Anbau von stark schwefelbedürftigen Pflanzen wie z. B. Raps. So konnte allein die Produktivität im Rapsanbau innerhalb der letzten 50 Jahre pro Dekade um  $4 \text{ dt ha}^{-1}$  gesteigert werden (FAOSTAT, 2009). Bei einem Schwefelbedarf von 15 – 20 kg je Tonne Rapssamen (SCHNUG, 1988b) entspricht dieses einem zusätzlichen Bedarf von 6 – 8  $\text{kg ha}^{-1}$  pro Dekade. Die zunehmende Bedeutung von Raps als nachwachsendem Rohstoff (Biodiesel) führte zudem zu einer starken Zunahme der Anbaufläche in Deutschland von 200.000 ha (1970) auf 1.550.000 ha (2007) (FAOSTAT, 2009).

In Zukunft steht der Pflanzenbau vor den Herausforderungen des **Klimawandels**. Die

stetig steigenden Kohlenstoffdioxidgehalte (CO<sub>2</sub>-Gehalte) der Luft fördern das Pflanzenwachstum und somit den Nährstoffbedarf (KIMBALL *et al.*, 2002). Des Weiteren bedingen die steigenden Temperaturen (etwa +2,5 °C) eine Verfrühung und Verschiebung der Wachstumsperiode (MENZEL *et al.*, 2006), wohingegen geringere Sommerhalbjahresniederschläge (-20 %) vermehrten Trockenstress zur Folge haben werden. Der kombinierte Einfluss dieser Faktoren auf die Pflanzenproduktion und die Nährstoffflüsse kann derzeit in Modellrechnungen noch nicht abschließend quantifiziert werden (WEIGEL, 2004). Für den Schwefelhaushalt sind die prognostizierten, um 30% zunehmenden Winterhalbjahresniederschläge (SPEKAT *et al.*, 2007) von hoher Bedeutung, da diese eine erhöhte Sulfatauswaschung bewirken werden.

Die pflanzenverfügbare anorganische Schwefelfraktion weist bei einem pH-Wert von über sechs kaum Interaktion mit der Bodenmatrix auf (CURTIN und SYERS, 1990), daher kommt es zu einer **hohen zeitlichen und räumlichen Dynamik** der Sulfatgehalte im Boden (HANEKLAUS *et al.*, 2006; BLOEM *et al.*, 2001, SCHNUG *et al.*, 1995). Während der Winter- und Frühlingsmonate findet eine unterschiedlich starke Sulfatauswaschung von im Mittel 50 - 60 kg ha<sup>-1</sup> statt (SCHEFFER, 2002; SHEPHERD und BENNETT, 1998; ERIKSEN und ASKEGAARD, 2000). Die Auswaschung steht in Beziehung zur Austauschhäufigkeit des Bodenwassers, die ihrerseits durch die Bodentextur und die Niederschlagsmengen bestimmt wird. So führen feuchte Winterhalbjahre im Vergleich zu trockeneren durch die erhöhten Sulfatauswaschungen im darauffolgenden Frühling zu signifikant niedrigeren Schwefelgehalten in der Pflanzenbiomasse (PEDERSEN *et al.*, 1998). Lediglich das im „immobilen“ Wasser gelöste Sulfat vermag die oft schnell ablaufenden Stofftransporte zu puffern (BLOEM *et al.*, 2005).

In den Sommermonaten kommt es an grundwasserbeeinflussten Standorten durch die geogen erhöhten Sulfatgehalte des Grundwassers zu einem Sulfateintrag in die Wurzelzone. So enthalten oberflächennahe Grundwässer 5 – 100 mg Sulfat l<sup>-1</sup> (BLOEM, 1998; FOERSTER, 1978; ISERMANN, 1993; NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ, 2008), während die Schwefelkonzentration des Niederschlags bei etwa 1 mg l<sup>-1</sup> liegt (BLOEM, 1998). Mit einem Anteil an der Schwefelversorgung der Kulturpflanzen von etwa 50 – 70 % kann kapillar aufsteigendes Sulfat den Großteil des Pflanzenbedarfs decken (BLOEM, 1998; SCHNUG und HANEKLAUS, 1998; SCHNUG, 1988; VERLINDEN, 2002).

Der Gesamtschwefelgehalt des Bodens beträgt in humiden Klimabereichen zwischen  $0,1 - 0,5 \text{ g kg}^{-1}$  kann jedoch bei schwefelhaltigem Ausgangsgestein, wie Gips ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{ H}_2\text{O}$ ) und Anhydrit ( $\text{CaSO}_4$ ) deutlich höhere Werte annehmen (SCHEFFER, 2002). Über 90 % des Gesamtschwefels im Boden liegen in organischen Verbindungen vor (ERIKSEN *et al.*, 1998; FRENEY, 1986, TABATABAI, 1992) und sind erst nach der Mineralisation pflanzenverfügbar. Die Nettomineralisation beträgt im Mittel zwischen 1,7 – 3,1 % des Gesamtschwefels. Diese wird jedoch als zu gering erachtet, um eine ausreichende Schwefelversorgung zu gewährleisten (ERIKSEN *et al.*, 1995). Da die Mineralisierung mit der Immobilisierung aus der organischen Schwefelfraktion zeitgleich abläuft, besitzt die Nettomineralisierung nur geringe Bedeutung für die Schwefelbilanzierung (GHANI *et al.*, 1993; SCHNUG, 1988). Zudem verläuft die Mineralisierung des Schwefels aus frischen Ernterückständen sehr rasch ab und nur ein geringer Anteil (circa 10 %) des in Rückständen aus Ernten oder Gründungspflanzen erhaltenen Schwefels kann in der Schwefelbilanz der Folgefrucht eingebracht werden (SCHNUG, 1988). Der weitaus größere Anteil wird im Winterhalbjahr aus dem Wurzelraum ausgewaschen und steht dem Pflanzenbestand zur Hauptvegetationsperiode nicht mehr zur Verfügung. Da bei der Mineralisierung aus Residuen im Agrarökosystem lediglich bereits pflanzenverfügbarer Schwefel umgesetzt wird, wird dieser Prozess in generalisierten Bilanzen nicht berücksichtigt (SCHNUG, 1988).

Bodeneigenschaften, Grundwasserflurabstände und das Klima haben somit bedeutenden Einfluss auf die Schwefelversorgung und bestimmen das Schwefelmangelrisiko für Kulturpflanzen (BLOEM *et al.*, 2000; ERIKSEN *et al.*, 1998). Aufgrund der hohen Heterogenität dieser Einflussfaktoren ergeben sich für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland große regionale Unterschiede der Schwefelversorgung und der Schwefelmangelgefährdung (SCHNUG, 1989).

Um die Unterschiede der Schwefelversorgung zu erkennen und Risikoprognosen zu ermöglichen, dienen Modelle zur räumlichen Darstellung des Schwefelmangelrisikos. Diese Modelle berücksichtigen die natürlichen Standorteinflüsse, die auf die Schwefelversorgung wirken, wie z. B. die atmosphärische Deposition und die Höhe der Sickerwasserrate. Nicht berücksichtigt werden die stark heterogenen und

betriebsabhängigen Einträge aus Düngemitteln und meliorativen Maßnahmen (MCGRATH und ZHAO, 1995). Zudem berücksichtigen die bestehenden, räumlich aufgelösten Modellansätze die Bodenhydrologie und den Einfluss des Grundwasserflurabstandes auf das Schwefelmangelrisiko nur unzureichend. Die Modelle sind generell in der Vorhersagegüte durch den im folgenden Unterkapitel beschriebenen Antagonismus zwischen Modellgüte, Datenverfügbarkeit und Vorhersagbarkeit begrenzt. Für Deutschland gibt es zurzeit keine räumliche Modellierung und Darstellung des Schwefelmangelrisikos. Eine solche Darstellung ermöglicht es die Schwefelmangelgefährdung für verschiedene Gebiete Deutschlands zu vergleichen und den Einsatz von schwefelhaltigen Düngemitteln anzupassen.

Das **Ziel der vorliegenden Arbeit** ist es eine räumliche Abschätzung und Darstellung des Schwefelmangelrisikos für verschiedene Kulturpflanzen für Deutschland zu ermöglichen. Dabei soll das Risiko für die derzeitigen Klimabedürfnisse aber auch für den zu erwarteten Klimawandel unter Berücksichtigung von Boden-, Klima- und Ertragsdaten modelliert werden.

Teilziele der Arbeit sind:

- Der Aufbau eines räumlichen, dynamischen Modells des Bodenwasserhaushaltes und darauf aufbauend die Abschätzung des Sulfatauswaschungsrisikos für Deutschland.
- Die Ableitung von grundwasserbeeinflussten Standorten.
- Die Ableitung der Schwefelentzüge verschiedener Kulturpflanzen auf räumlicher Basis in Bezug zur atmosphärischen Schwefeldepositionen.

Analog zu anderen räumlichen Modellansätzen bezieht sich die Arbeit auf das Schwefelmangelrisiko ohne Berücksichtigung anthropogener Schwefeleinträge durch Düngemitteln und durch verschiedene Meliorationsmaßnahmen, da diese auf Betriebsebene sehr heterogen sind und nicht verallgemeinert werden können.

## 1.2 Modelle zur räumlichen Abschätzung des Schwefelmangelrisikos

Die im Folgenden berücksichtigten Modelle zur Ableitung des Schwefelmangelrisikos werden je nach Methodik in **Decision Support Ansätze** und **Bilanzansätze** (Entscheidungshilfen) unterschieden.

Die Decision Support Ansätze bewerten die für Schwefelmangel wichtige Einflüsse und ermöglichen eine relative Einschätzung des Schwefelmangelrisikos. Eine Bilanzierung findet hierbei nicht statt.

Bei den Bilanzansätzen hingegen werden jährliche Schwefeleinträge und Austräge in die Agrarökosysteme quantitativ bilanziert. In der Literatur werden bei den Schwefelbilanzen die Einflüsse des Bodenwassers und des kapillaren Aufstiegs häufig vernachlässigt, so dass sie ein unrealistisch hohes Schwefeldefizit aufweisen.

Beide Ansätze bewerten das Schwefelmangelrisiko zumeist mittels eines **Indexverfahrens** in hohes, moderates und geringes Risiko. Dadurch wird eine einfache räumliche Darstellung der Mangelgefährdung ermöglicht.

Die vorhandenen Modelle werden im Folgenden vorgestellt und auf die Möglichkeiten einer Regionalisierung geprüft, falls diese nicht bereits umgesetzt wurde.

### *Schwefelschätzrahmen (BASF, 1996)*

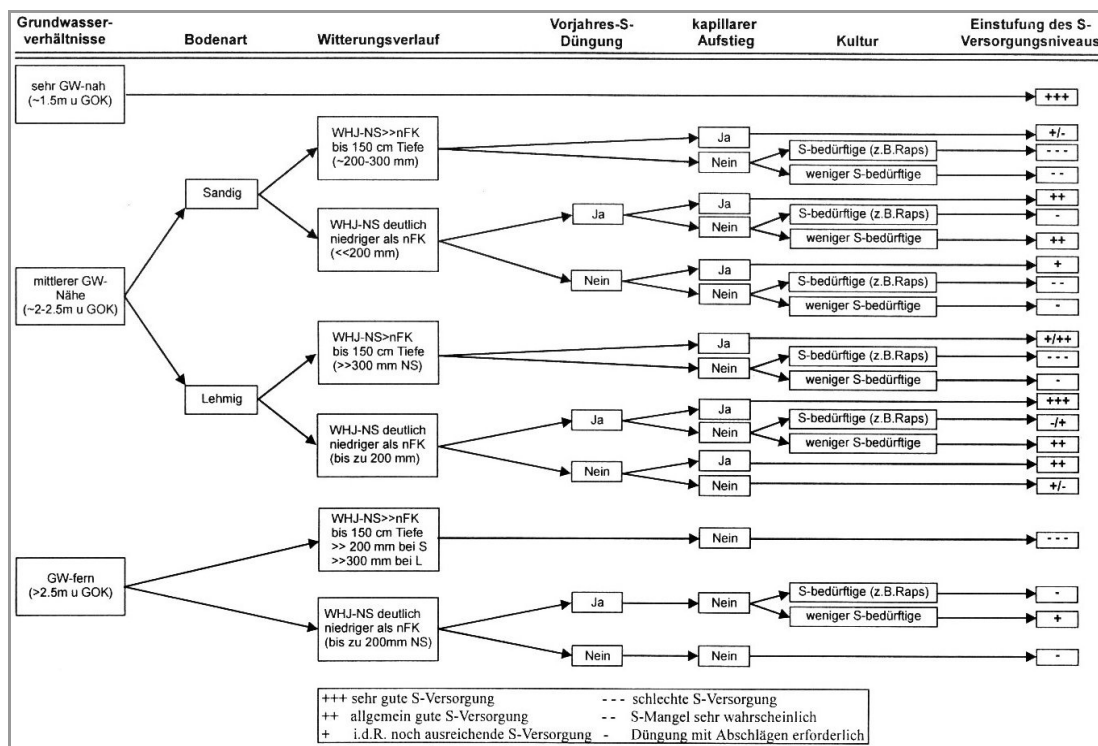
Die BASF AG entwickelte den Schwefelschätzrahmen, ein Decision Support Ansatz zur Abschätzung der Schwefelmangelgefährdung von Acker- und Grünlandstandorten (unter anderem veröffentlicht unter <http://www.fertiva.com/>; BASF, 1996). Der Schwefelschätzrahmen enthält 13 Abfragen, in denen die Standorteigenschaften Witterung, Bewirtschaftung und Düngung mit Werten zwischen eins bis fünf beurteilt werden (1 = starkes Indiz für Schwefelmangel, 5 = Indiz für gute Schwefelversorgung). Die Summe der Werte ergibt die Schwefelmangelgefährdung des Standortes. Besonders stark bewertet werden dabei Schwefelmangel in der Vergangenheit, die Höhe der Winterhalbjahresniederschläge und die Bodenart. Der Humusgehalt, der Zwischenfruchtanbau, das Ertragsniveau und der Einsatz von Wirtschaftsdüngern gehen hingegen geringer gewichtet in die Bewertung ein. Nicht berücksichtigt wird der Einfluss des

Grundwasserflurabstandes mit dem kapillar aufsteigenden Grundwasser. Dadurch erfolgt eine zu negative Bewertung von Standorten mit geringen Grundwasserflurabständen. Der Schwefelschätzrahmen stellt aufgrund seines Aufbaus ein einfach anwendbares Verfahren dar und eine räumliche Übertragung ist möglich, jedoch bisher noch nicht veröffentlicht.

*MOPS - Model for the prognosis of S deficiency* (nach BLOEM, 1998)

Das Modell MOPS (nach BLOEM, 1998) ist ein weiterer *Decision Support* Ansatz, der im Gegensatz zu dem Schwefelschätzrahmen den Grundwasserflurabstand und den kapillaren Sulfataufstieg in der Standortbewertung berücksichtigt. BLOEM (1998) entwickelte dieses Verfahren auf Basis zahlreicher Messdaten mit unterschiedlichen Boden- und Wetterdaten. Höchste Priorität wird dem Grundwasserflurabstand, gefolgt von Textur und der Witterung, eingeräumt. Die Einstufung des Schwefelmangelrisikos erfolgt schließlich in sechs Klassen, von einer sehr guten bis hin zu einer schlechten Schwefelversorgung des Standortes (Abbildung 1-1).

Analog zu dem Schwefelschätzrahmen bietet das Modell MOPS einen leicht anzuwendenden Ansatz zur Abschätzung des Schwefelmangelrisikos. Einflussfaktoren, die im Schwefelschätzrahmen eine geringe Bedeutung besitzen, wie z. B. der Humusgehalt oder der Zwischenfruchtanbau werden nicht berücksichtigt. Stärker gewichtet werden die Höhe des Winterhalbjahresniederschlags und die Bodenart. In dieser Form einzigartig ist jedoch die Beurteilung des Grundwasserflurabstandes, der eine große Bedeutung für das Schwefelmangelrisiko eines Standortes besitzt. Grundwassernahe Standorte werden dadurch ausschließlich als „sehr gut“ mit Schwefel versorgt angesehen, während grundwasserferne Standorte in den meisten Fällen als schlecht versorgt eingestuft werden. Auch das Modell MOPS bietet durch die einfache Struktur eine Möglichkeit zur räumlichen Einstufung der Schwefelversorgung.



**Abbildung 1-1: Model for the prognosis of S deficiency (MOPS) (BLOEM, 1998).**

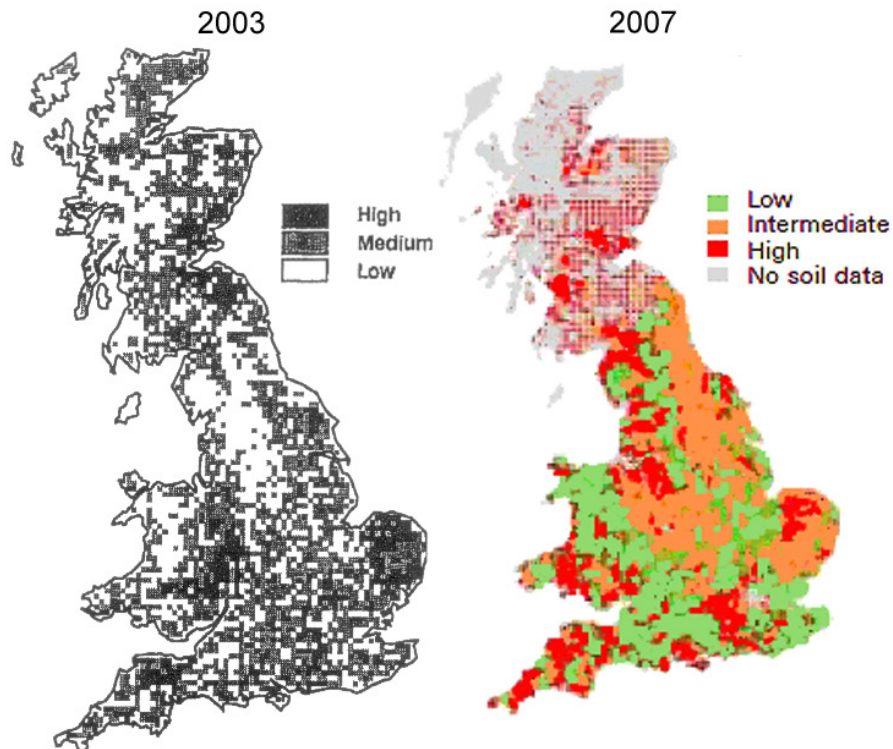
*Risikoeinschätzung für Schwefelmangel von Weizen („risk assessment of sulphur deficiency in cereals“)* (MCGRATH und ZHAO, 1995)

Im Gegensatz zu den *Decision Support* Ansätzen gibt es Ansätze, die die Schwefelmangelgefährdung auf der Basis von Schwefelbilanzen ableiten und räumlich abbilden. Der erste Ansatz dieser Art wurde 1995 für Großbritannien veröffentlicht (MCGRATH und ZHAO, 1995; Abbildung 1-2, links). Eine jährliche, vereinfachte Schwefelbilanz aus atmosphärischer Deposition, Nettomineralisierung und Pflanzenentzug wurde dabei zusammen mit einem „risk index“ für die Einstufung der Schwefelmangelgefährdung von Weizenstandorten in drei Gefährdungsklassen verwendet („high“, „medium“, „low“). In den „risk index“ gingen Informationen über die Bodenart, Bodentextur, pH-Wert und die jährliche Niederschlagshöhe ein. Die Nettomineralisierung wurde mit einem festen Kohlenstoff-Schwefel Verhältnis (C:S Verhältnis) aus dem organischen Kohlenstoff berechnet. Die Eingangsdaten der Bodeninformationen waren auf die oberen 15 cm des Bodens begrenzt und Annahmen über C:S Gehalt des Bodens und die Bodendichte sowie den Pflanzenentzug wurden flächendeckend als homogen angenommen.

Hauptkritikpunkt an diesem Bilanzansatz ist die fehlende Berücksichtigung des aus dem



Grundwasser aufsteigenden Sulfatschwefels und die Überbewertung der Netto-mineralisierung. Da die Mineralisierung und Immobilisierung von Schwefel aus der organischen Schwefelfraktion zeitgleich ablaufen (GHANI *et al.*, 1993; SCHNUG, 1988) besitzt die Nettomineralisierung nur geringe Bedeutung für die Schwefelbilanzen. ERIKSEN *et al.* (1995) und SCHNUG und HANEKLAUS (1998) stufen sie somit als zu gering ein, um Schwefelmangel in Kulturpflanzen verhindern zu können.



**Abbildung 1-2: Schwefelmangelgefährdung für Großbritannien von MCGRATH und ZHAO (1995) für 2003 (links) und die aktualisierte Darstellung von 2007 (MCGRATH *et al.*, 2007; rechts).**

Im Jahr 2007 aktualisierten MCGRATH *et al.* (2007) und CUSSANS *et al.* (2007) die Ergebnisse (Abbildung 1-2, rechts). Für eine Risikoeinstufung wurde dabei nicht mehr der Ansatz der Schwefelbilanzen verwendet, stattdessen dienten Wetter- und Bodendaten von Schwefeldüngungsversuchen zur Ableitung des Schwefelmangelrisikos. Dabei wurde neben den Winterhalbjahresniederschlägen (November bis Februar) und der Bodentextur auch die atmosphärische Deposition in die Bewertung einbezogen. Die Nettomineralisierung aus der organischen Bodensubstanz wurden im Gegensatz zu dem früheren Ansatz, nicht mehr berücksichtigt (Abbildung 1-3). Eine Berücksichtigung der Grundwasserflurabstände fand jedoch erneut nicht statt.

Auch für diesen Ansatz von MCGRATH *et al.* (2007) kann ähnliche Kritik wie für den

Ansatz von 1995 angeführt werden. Er ist für eine räumliche Darstellung auf Landesebene geeignet, vernachlässigt jedoch den bedeutenden Einfluss der kapillaren Sulfateinträge aus dem Grundwasser.

a) High sulphur deposition sites (equal to or more than 15kg S/ha/year)			
Over-winter (Nov-Feb) rainfall			
Soil texture	Low ( $<175\text{mm}$ )	Medium (175-375mm)	High ( $>375\text{mm}$ )
Sandy	High		
Loamy and coarse silty	Low	Intermediate	
Clay, fine silty or peaty	Low		
b) Low sulphur deposition sites (less than 15kg S/ha/year)			
Over-winter (Nov-Feb) rainfall			
Soil texture	Low ( $<175\text{mm}$ )	Medium (175-375mm)	High ( $>375\text{mm}$ )
Sandy	High		
Loamy and coarse silty	Low	High	
Clay, fine silty or peaty	Low		Intermediate

Abbildung 1-3: Klassifikationsschema von MCGRATH *et al.* (2007) zur Beurteilung des Einflusses der Schwefeldüngung auf Winterweizen.

Ein weiterer Ansatz der Schwefelbilanzierung wurde von KOST *et al.* (2008) für die US Bundesstaat Ohio aufgestellt. Die Bilanzierung richtete sich stark nach dem Vorbild von MCGRATH und ZHAO (1995), verwendete die gleichen Parameter und ist deshalb in der Aussagekraft ähnlich limitiert.

#### *Kritik und Optimierung der bestehenden Ansätze im Hinblick auf eine räumliche Ermittlung des Schwefelmangelrisikos.*

Alle existierenden Ansätze zur Ermittlung des Schwefelmangelrisikos vereinfachen die zum Teil dynamischen Einflussfaktoren auf die Schwefelversorgung. Dabei wird der Bodenhydrologie, die für die Verlagerung des pflanzenverfügbaren Sulfatschwefels ausschlaggebend ist, keine ausreichende Bedeutung beigemessen (BLOEM *et al.*, 1998b). Zudem werden, mit Ausnahme des Modells MOPS (BLOEM, 1998), in keinem Ansatz der Grundwasserflurabstand sowie die räumlich heterogenen und kulturartenspezifischen Schwefelentzüge ausreichend berücksichtigt. Die Bilanzansätze neigen zudem zu einer Überbewertung der Nettomineralisierung, die nach SCHNUG (1988) nur geringe Bedeutung besitzt und in einer Bilanzierung vernachlässigt werden

kann.

Zur Einschätzung der Sulfatauswaschung verwenden alle vorgestellten Ansätze eine Ableitung des Sulfatauswaschungsrisikos auf Basis der Jahres- oder Winterhalbjahresniederschläge in Verbindung mit der Bodentextur. Genauer beschreiben lässt sich das Sulfatauswaschungsrisiko jedoch mit der Berechnung der Sickerwasserrate, die stark mit der Tiefenverlagerung des Sulfats korreliert (ERIKSEN und ASKEGAARD, 2000; SHEPHERD und BENNETT, 1998). Des Weiteren könnte eine verbesserte zeitliche Auflösung mit der Berücksichtigung der Dynamik des Bodenwassers zu einer zeitlich feiner aufgelösten Betrachtung führen.

Mit Ausnahme des Modell MOPS (nach BLOEM, 1998) berücksichtigt kein Ansatz den Einfluss von geringen Grundwasserflurabständen auf die Schwefelversorgung. Bei den Bilanzansätzen muss der daraus resultierende Sulfateintrag von jährlich bis zu  $300 \text{ kg ha}^{-1}$  (BLOEM, 1998) bei einer korrekten Bilanzierung mit einbezogen werden.

Keiner der Ansätze, mit der Ausnahme des Schwefelschätzrahmens, bezieht zudem das kulturartenspezifische Ertragsniveau als Maß des Schwefelentzugs und -bedarfs der verschiedenen Kulturpflanzen mit ein. Das Modell MOPS berücksichtigt das Ertragsniveau nicht, unterscheidet aber hinsichtlich des Schwefelentzugs der Kulturpflanzen in stark und schwach zehrende Kulturen. Ein möglicher Ansatz beide Faktoren, Ertragsniveau und kulturartenspezifischer Schwefelentzug in einem Modell zu berücksichtigen, stellt die Ableitung des Schwefelentzugs aus historischen Ertragsdaten dar. Somit kann der Schwefelentzug der Kulturpflanze berücksichtigt und mit der atmosphärischen Deposition in Relation gesetzt werden. Daraus ergibt sich ein relatives Maß, um die räumlichen Schwefeldepositionsdaten anhand der räumlichen Schwefelentzüge zu beurteilen.

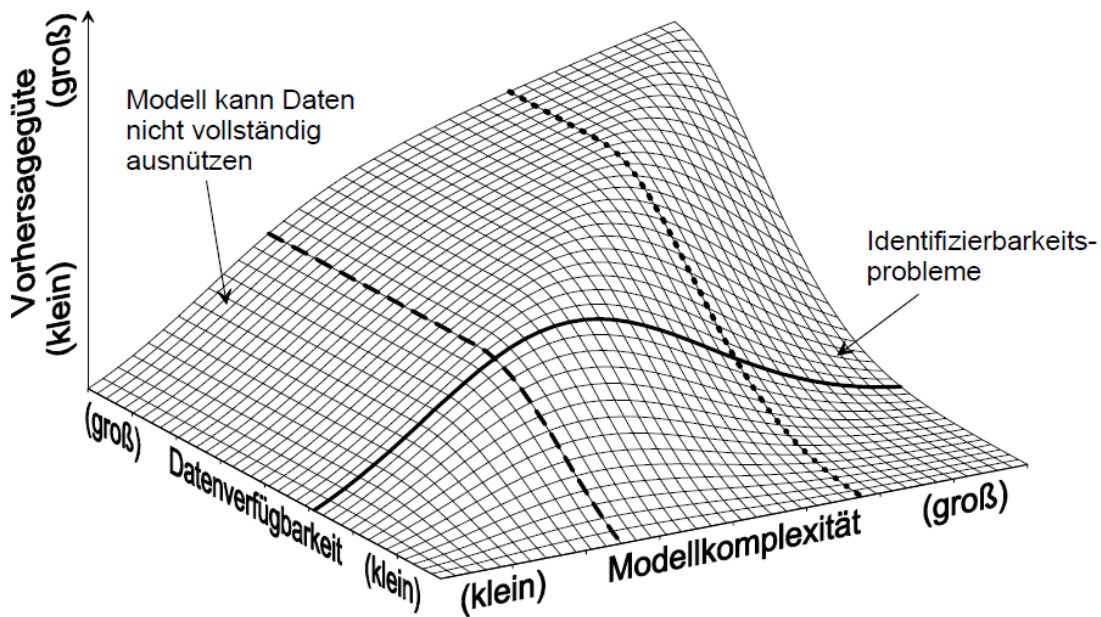
Tabelle 1-2 gibt abschließend eine Übersicht über die veröffentlichten Ansätze zur Einschätzung des Schwefelmangelrisikos.

**Tabelle 1-2: Übersicht der bestehenden Ansätze zur Einstufung des Schwefelmangelrisikos von Kulturpflanzen (Grau = im Modell berücksichtigt; Weiß = im Modell nicht berücksichtigt).**

berücksichtigte Parameter	<i>Decision Support</i> Ansätze			Bilanzansätze	
	MOPS (BLOEM, 1998)	S-Schätzrahmen (BASF, 1996)	MCGRATH <i>et al.</i> (2007)	MCGRATH und ZHAO (1995)	KOST <i>et al.</i> (2008)
GW-Flurabstand					
Atm. Deposition					
WHJ-Niederschlag					
Bodentextur					
Sickerwasserrate					
pH Wert des Bodens					
Ertragsniveau					
Aktuelle Kultur			Weizen	Weizen	
Aktuelle Düngung					
Vorjahres Düng.					
Nettomineralisierung		indirekt		indirekt	indirekt
Räuml. Darstellung					

*Grenzen der Ansätze: Modellgüte, Komplexität und Datenverfügbarkeit.*

Limitierend für eine räumliche Modellierung und schließlich die räumliche Darstellung des Schwefelmangelrisikos ist weniger die Kenntnis über die Schwefelflüsse und deren Größen, sondern vielmehr die räumliche Datengrundlage. Schematisch kann dieser Sachverhalt in Abbildung 1-4 nachvollzogen werden. Bei einer guten Datenverfügbarkeit kann die Vorhersagegüte eines Modells durch die Zunahme der Modellkomplexität deutlich gesteigert werden. Um das räumliche Schwefelmangelrisiko mit hoher Vorhersagegüte zu berechnen, wird eine gute, umfassende Datengrundlage benötigt, die georeferenzierte Informationen über Boden-, Bewirtschaftungs- und Witterungsparameter sowie andere relevante Geodaten (z. B. der Grundwasserflurabstand) beinhaltet. Mit solchen Daten ist die Modellierung mit einem komplexen Modell mit Bodenwasser- und Stoffdynamik mit hoher Vorhersagegüte möglich.



**Abbildung 1-4:** Schematische Darstellung des Antagonismus zwischen Modellkomplexität, Datenverfügbarkeit und Modellgüte (GRISON und BLÖSCHL, 2000).

Eine derartig gute Datenverfügbarkeit ist derzeit für Deutschland auf räumlicher Basis nicht vorhanden und wahrscheinlich auch die Ursache dafür, dass komplexe, räumliche Modellansätze nicht weiter verfolgt wurden (z. B. BLOEM *et al.*, 2002). Dies erklärt auch, warum die vorgestellten Ansätze ausnahmslos eine geringe Komplexität

aufweisen, da wegen der schlechten Datenverfügbarkeit schon eine geringe oder moderate Modellkomplexität zu einer akzeptablen Vorhersagegüte führen kann (Abbildung 1-4).

Die Sickerwasserrate kann exemplarisch verwendet werden, um das beschriebene Verhältnis aus Modellkomplexität und Vorhersagegüte darzustellen.

Die Sickerwasserrate ist ein wichtiger Indikator für die potentielle Sulfatauswaschung. In den bisher erwähnten Ansätzen zur Prognose des Schwefelmangelrisikos geht die Sickerwasserrate nur indirekt in Form der Winterhalbjahresniederschläge ein, und wird zusammen mit der Bodenart gewichtet. Dieses entspricht der kleinsten möglichen Modellkomplexität. Die Datenverfügbarkeit ist minimal, lediglich Bodenart und Niederschlagsmenge des Winterhalbjahres sind für eine Abschätzung erforderlich. Etwas komplexer sind empirische Gleichungen, die zumeist auf einer Regressionsanalyse basieren (z. B.: RINGER und STREBEL, 1980; WESSOLEK *et al.*, 2004) und aufgrund der geringen Eingangsdaten für eine räumliche Übertragung gut geeignet sind. Die Komplexität bleibt gering und eine zeitliche Auflösung des Modells auf Tages- oder Wochenbasis ist dadurch nicht möglich. Im Gegensatz dazu ermöglichen komplexe, dynamische Modelle eine zeitlich hoch aufgelöste Einschätzung der Sickerwasserrate und des Stofftransportes (z. B. SIMUNEK *et al.*, 2008; BLOEM *et al.*, 2005). Eine flächendeckende Berechnung für eine räumliche Darstellung ist jedoch durch die Datenverfügbarkeit, die Parametrisierung und schließlich auch durch die Rechenzeit des Computers sehr limitiert. Ein Kompromiss zwischen diesen beiden Extremen bieten zeitlich hoch aufgelöste Kapazitätsmodelle des Bodenwassers (z. B. DVWK, 1996; KERSEBAUM, 1995), die akzeptable Rechenzeiten besitzen und minimale Eingangsdaten benötigen.

Eine Modellierung der Sickerwasserrate auf Basis der letzteren beiden Ansätze ist zur Zeit für Deutschland nicht veröffentlicht, würde aber eine zeitlich aufgelöste Einschätzung der Sickerwasserrate ermöglichen. Dieser Kompromiss kann die Indexmodelle durch eine erhöhte Detailschärfe optimieren.

## **2 Material und Methoden**

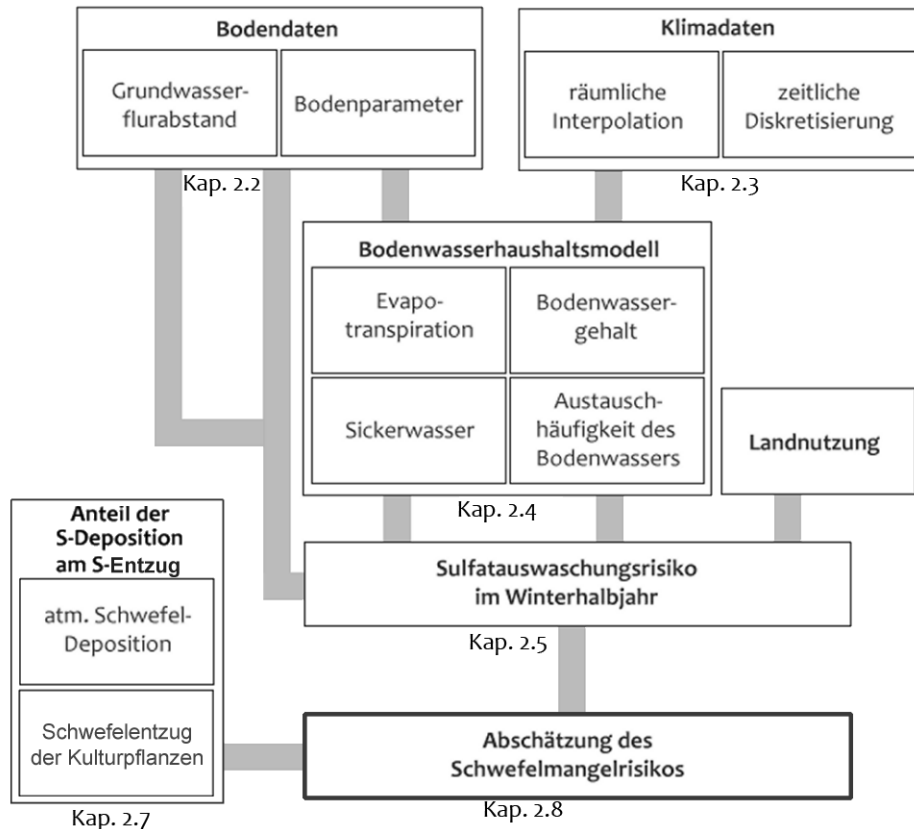
Das folgende Kapitel erläutert die verwendeten Materialien und Methoden zur Abschätzung des Schwefelmangelrisikos für verschiedene Kulturpflanzen.

### **2.1 Modellskizze**

Die Abbildung 2-1 stellt die Methode zur Abschätzung des Schwefelmangelrisikos auf räumlicher Basis dar und verweist mit Kapitelnummern auf die entsprechenden Unterkapitel.

Die potentielle Sulfatauswaschung des Winterhalbjahres wurde in Form der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers ausgedrückt (Kapitel 2.5) und resultiert aus der Modellierung des Bodenwasserhaushaltsmodells (Kapitel 2.4). In das Wasserhaushaltsmodell gehen aufbereitete Klima- (Kapitel 2.3) und Bodendaten (Kapitel 2.2) als Eingangsparameter ein. Die Grundwasserflurabstände wurden aus vorhandenen Bodenkartierungen hergeleitet (Kapitel 2.2). Zusätzlich dazu wurde der Schwefelentzug der Gesamtpflanze für vier Hauptkulturen (Winterraps, Winterweizen, Zuckerrübe und Kartoffel) zum Zeitpunkt der Ernte durch historische Ertragsdaten mit der atmosphärischen Deposition in Relation gebracht (Kapitel 2.7). Diese Informationen führen abschließend zu der räumlichen Darstellung des Schwefelmangelrisikos (Kapitel 2.8).

Die im weiteren Text als Schwefelentzüge bezeichneten Werte beziehen sich auf den Gesamtschwefelgehalt der Gesamtpflanze zum Zeitpunkt der Ernte (Kapitel 2.7).



**Abbildung 2-1: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Material und Methoden.**

Die Risikoeinschätzung wurde für Grasland und für vier Hauptkulturarten vorgenommen. Diese sind: Winterraps, Winterweizen, Kartoffeln und Zuckerrübe. Die Situation der Schwefelversorgung dieser Kulturen wird in einem kurzen „Steckbrief“ skizziert:

### Winterraps

Winterraps ist die erste Kulturpflanze, bei der Schwefelmangel in Deutschland diagnostiziert wurde (SCHNUG und PISSAREK, 1982). Bei Schwefelaufnahmen von über  $100 \text{ kg ha}^{-1}$  stellt Raps eine stark schwefelzehrende Kultur dar, die besonders sensibel auf Schwefelunterversorgung reagiert (SCHNUG, 1988). Es ist die für die Landwirtschaft bedeutendste Kulturpflanze aus der Familie der Brassicaceen (Kreuzblütengewächse), die auf etwa 7 % der deutschen Ackerflächen angebaut wird (STATISTISCHEN ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER, 2007). Brassicaceen verfügen aufgrund des hohen Anteils an schwefelhaltigen Proteinen und sekundären Pflanzeninhaltsstoffen über den höchsten Schwefelentzug aller Hauptkulturen.



### **Winterweizen**

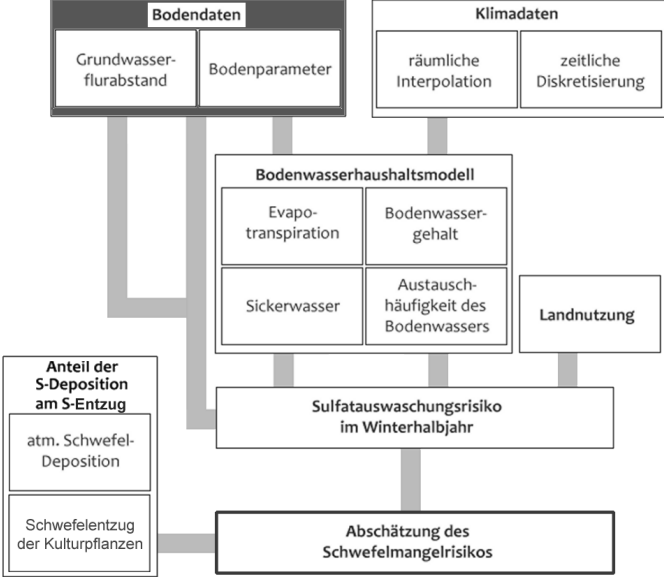
Anfang der 1990er wurde Schwefelmangel auch an Winterweizen festgestellt (HANEKLAUS *et al.*, 2008; PAULSEN und SCHNUG, 1996), zu einem Zeitpunkt, an dem sich die Schwefelzufuhr in die Agrarökosysteme weiter vermindert hatte (siehe Einleitung). Ohne zusätzliche Düngemittelzufuhr gilt auch Winterweizen auf ungünstigen Standorten als schwefelmangelgefährdet. Mit einem Flächenanteil von etwa 25 % der gesamten Ackerflächen stellt Winterweizen die bedeutendste Hauptkultur Deutschlands dar.

### **Zuckerrübe und Kartoffel**

Seit 1995 zeigten schwach schwefelzehrende Kulturpflanzen wie Zuckerrüben starke Schwefelmangelsymptome (HANEKLAUS *et al.*, 2008). Diese führen zu signifikanten Ertrags- und Biomasse-minderungen und haben zudem Einfluss auf die Qualität der Ernte (THOMAS *et al.*, 2003). Für Kartoffeln sind zudem positive Effekte zur Verminderung von Kartoffelkrankheiten bei zusätzlicher Schwefeldüngung bekannt (PAVLISTA, 2007; KLIKOCKA *et al.*, 2005). Zuckerrübe und Kartoffel sind die bedeutendsten Hackfrüchte in Deutschlands und werden auf etwa 9 % der Ackerflächen angebaut.

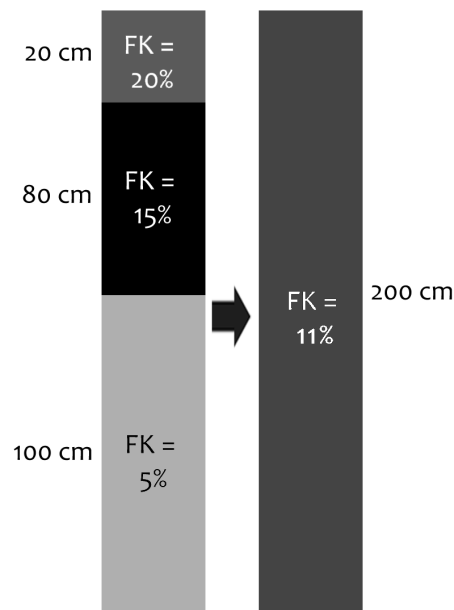
### **Grünland**

Für Grünland wird eine den Kulturpflanzen entsprechend hohe Schwefeldüngung empfohlen (VDLUFA, 2000), deren ertragssteigernde Wirkung bekannt ist (GIERUS *et al.*, 2005). Grünland befindet sich häufig auf ungünstigen Standorten, sogenannten Randstandorten, wie z. B. montanen Gebieten, den Marschen oder Flussauen. Im Hinblick auf den Schwefelhaushalt befinden sich Grünlandstandorte in Gebieten, die entweder durch erhöhte Sulfatauswaschung potentiell gefährdet oder durch den Sulfataufstieg aus dem Grundwasser potentiell begünstigt werden. Eine Betrachtung des Schwefelmangelrisikos ist somit von besonderem Interesse.



Die Bodendaten sind wichtige Eingangsparameter für das Bodenwasserhaushaltsmodell und die abschließende Abschätzung des Schwefelmangelrisikos. Die Bodendaten liegen für Deutschland flächendeckend in der bodenkundlichen Übersichtskarte 1000 (BÜK 1000) im Maßstab 1:1.000.000 vor (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE, 2008). Der Datensatz beinhaltet die Kartierung der Bodenhorizonte bis zu 200 cm Tiefe mit den relevanten Bodenkennwerten der nutzbaren Feldkapazität (nFK), der Feldkapazität (FK) und der Textur (Sand-, Schluff- und Tongehalte). Als Eingangsparameter in das Bodenwasserhaushaltsmodell ist die horizontweise Kartierung jedoch nicht geeignet, da eine homogene Bodensäule benötigt wird. Die Kartierung der BÜK 1000 wurde aus diesem Grund wie folgt homogenisiert:

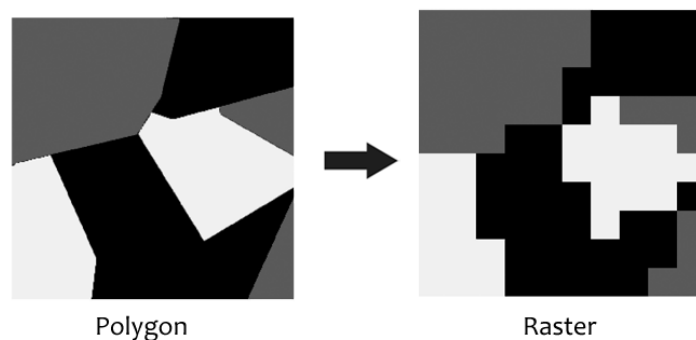
Aus den Bodendaten wurden horizontübergreifende Werte der FK und der nFK bestimmt. Dabei wurde das Mittel der nFK und das Mittel der FK bis zu der effektiven Durchwurzelungstiefe unter Gewichtung der Horizontmächtigkeit verwendet. Dadurch entstanden homogene Bodensäulen mit den gemittelten Bodenkennwerten (Abbildung 2-3), die als Eingangsgrößen für das Bodenwasserhaushaltsmodell geeignet sind.



**Abbildung 2-3: Methodik der Erstellung einer einheitlichen Bodensäule für die effektive Durchwurzelungstiefe, für die Bodenkennwerte der Feldkapazität (FK) und der nutzbaren Feldkapazität (nFK).**

Für die weitere Bearbeitung wurde der Polygondatensatz in einen Rasterdatensatz mit 5 x 5 km Zellgröße eingeteilt. Dieser entsprach den räumlichen Einheiten (Zellgröße und Ausdehnung) von allen weiteren verwendeten Geodaten. Deutschland kann somit durch 14143 Rasterzellen abgebildet werden.

Bei der Umwandlung des Rasterdatensatzes wurde einer Rasterzelle der Bodenkennwert des lagegleichen Polygons mit dem größten Flächenanteil der Rasterzelle zugewiesen (Abbildung 2-4).



**Abbildung 2-4: Berechnung der Rasterwerte der nutzbaren Feldkapazität aus den zugrunde liegenden Polygondatensätzen.**

### **2.2.1 Effektive Durchwurzelungstiefe**

Die Tiefe der effektiven Durchwurzelung eines Pflanzenbestandes bestimmt die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit und ist abhängig von der Nutzung (Acker > Grünland) und der Bodentextur (Schluff, Ton > Sand).

Den unterschiedlichen Bodentexturen (Abbildung 2-5, A) wurde nach der Klassifizierungsmethode der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2005) repräsentative, effektive Durchwurzelungstiefen für Grünland- und Ackerstandorte zugewiesen (Abbildung 2-5, B). Für den Spezialfall von ackerbaulich genutzten Niedermooren wurden 6 dm als effektive Durchwurzelungstiefe angenommen (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE, 2005).

Flächendeckend wurde so auf Grundlage der BÜK 1000 die effektive Durchwurzelungstiefe ( $W_e$ ) für Acker- und Grünlandstandorte für Deutschland abgeleitet. Bei der Einteilung des Ackerlands fand keine kulturartenspezifische Unterteilung statt.

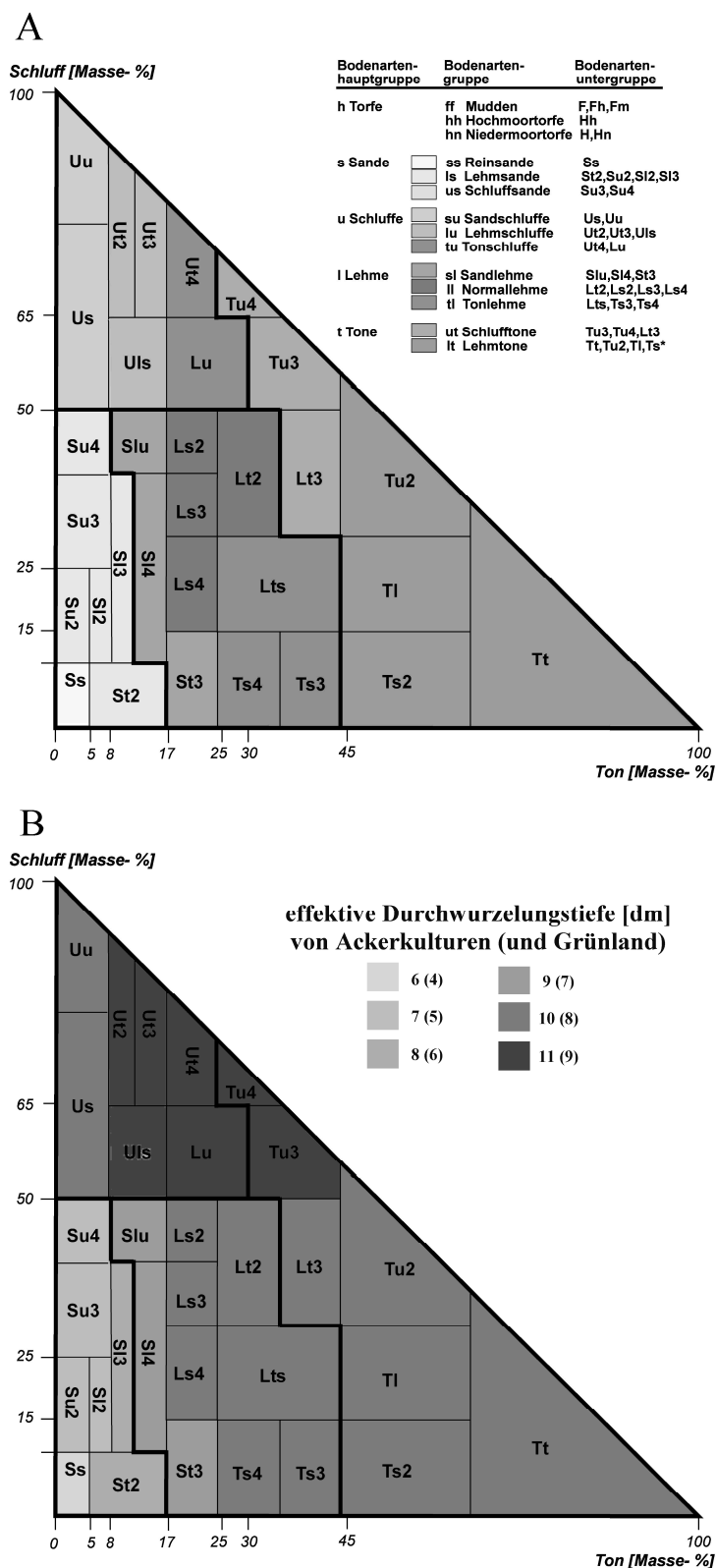


Abbildung 2-5: Bodenartendiagramm (A; BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE, 2005) und effektive Durchwurzelungstiefe für Acker- und Grünlandstandorte (B; verändert nach der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE, 2005).

Die effektive Durchwurzelungstiefe wurde im Bodenwasserhaushaltsmodell nach WENDLING (DVWK, 1996; Kapitel 2.4) für die Berechnung in den Monaten des Pflanzenbewuchses verwendet (Tabelle 2-1). In Monaten ohne Bewuchs der Hauptkultur wurde von einem unbewachsenen Boden ausgegangen. In dieser Zeit wurde nach ALLEN *et al.* (1998) die der Evaporation zur Verfügung stehende Wassermenge aus den oberen 10 cm des Bodens ermittelt.

**Tabelle 2-1: Monate mit (grau) und ohne (weiß) Bewuchs der Hauptkultur (DVWK, 1996).**

Kultur	März	Apr.	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov. – Feb.
Winterweizen									
Winterraps									
Kartoffel.									
Zuckerrübe									
Grasbestand									

## 2.2.2 Ableitung des Grundwasserflurabstandes

Der kapillare Aufstieg von sulfatreichem Grundwasser ist von großer Bedeutung für den Schwefelhaushalt des Agrarökosystems. Böden mit starker Grundwasserbeeinflussung können in Bezug auf das Schwefelmangelrisiko als sehr gering gefährdet angesehen werden (BLOEM, 1998). Für die Bundesrepublik gibt es kein flächendeckendes Messnetz, das eine Kartierung der Grundwasserstände oder des mittleren kapillaren Aufstiegs aus dem Grundwasser erlaubt. Der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser kann somit nicht flächendeckend quantifiziert werden, jedoch liefern die Klassifizierungen von Bodenhorizonten wertvolle Informationen über den Einfluss des Grundwassers auf den Standort.

Analog zu anderen Studien (MEERSMANS *et al.*, 2008) diente die Horizontbeschreibung zu einer Unterteilung in überwiegend grundwassernahe und grundwasserferne Standorte. Dabei wurden Standorte, die bis zu einer Tiefe von 200 cm starke Grundwassermerkmale aufweisen als grundwasserbeeinflusste Standorte klassifiziert, alle weiteren Standorte fielen in die Klasse der nicht grundwasserbeeinflussten Böden. Tabelle 2-2 listet häufig auftretende Bodenhorizonte der BÜK 1000 auf, die starke Grundwasserbeeinflussung aufweisen und dementsprechend klassifiziert wurden. Reliktische Grundwasserbeeinflussung konnte durch dieses Verfahren nicht von bestehender Grundwasserbeeinflussung getrennt werden.

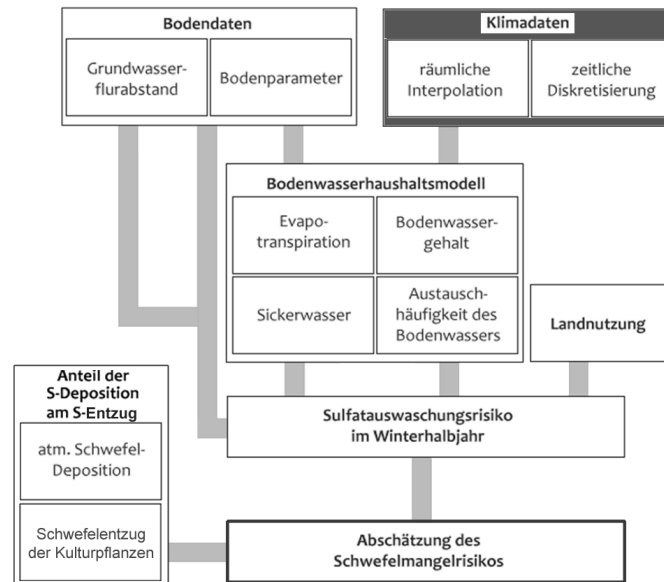
Auch die Klassifizierung der Grundwasserbeeinflussung erfolgte auf dem 5 x 5 km Raster. Dabei wurden allen Rasterzellen, die mehr als 50% Grundwasserbeeinflussung aufwiesen als grundwasserbeeinflusste Standorte definiert.

**Tabelle 2-2: Häufig auftretende Bodenhorizonte der BÜK 1000 mit Grundwasserbeeinflussung.**

Abk.	Beschreibung
nH	Niedermoortorf
aGr, IIaGr	Unterbodenhorizont im GW Bereich mit redoximorphen Merkmalen mit Auendynamik und weitgehend anaeroben Verhältnissen
eGro	Unterbodenhorizont im GW Bereich mit redoximorphen Merkmalen aus mergeligem Gestein
zeGr	durch Meerwasser salzhaltiger Unterbodenhorizont im GW Bereich mit redoximorphen Merkmalen aus mergeligem Gestein
Gr	Unterbodenhorizont im GW Bereich mit redoximorphen Merkmalen und weitgehend anaeroben Verhältnissen
bGr, pGr, Gr	Unterbodenhorizont im GW Bereich mit redoximorphen Merkmalen und weitgehend anaeroben Verhältnissen
Gro, bGor	Unterbodenhorizont im GW Bereich mit redoximorphen Merkmalen

Die Ableitung des Grundwasserstandes konnte allein für das aktuelle Klima erfolgen, eine Einschätzung für die Änderung eines zukünftigen Klimas war auf Basis der Datengrundlage nicht möglich.

## 2.3 Aufbereitung der Klimadaten



**Abbildung 2-6: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Aufbereitung der Klimadaten.**

Bei der Modellierung des Schwefelmangelrisikos wurden zwei Klimaszenarien verwendet, zum einen das Szenario des 30jährigen Mittels (1961 - 1990), im Folgenden als „aktuelles“ Klima bezeichnet und das Szenario einer zukünftigen Klimaänderung zum Ende des Jahrhunderts (SRES Szenario A1B, 2081 - 2090), im Folgenden als „zukünftiges“ Klima bezeichnet.

Die Klimadaten als bedeutende Eingangsparameter für das Modell wurden für beide Szenarien sowohl räumlich interpoliert, als auch zeitlich diskretisiert. In den folgenden Unterkapiteln werden die Datensätze vorgestellt und die Aufbereitung der Daten erläutert.

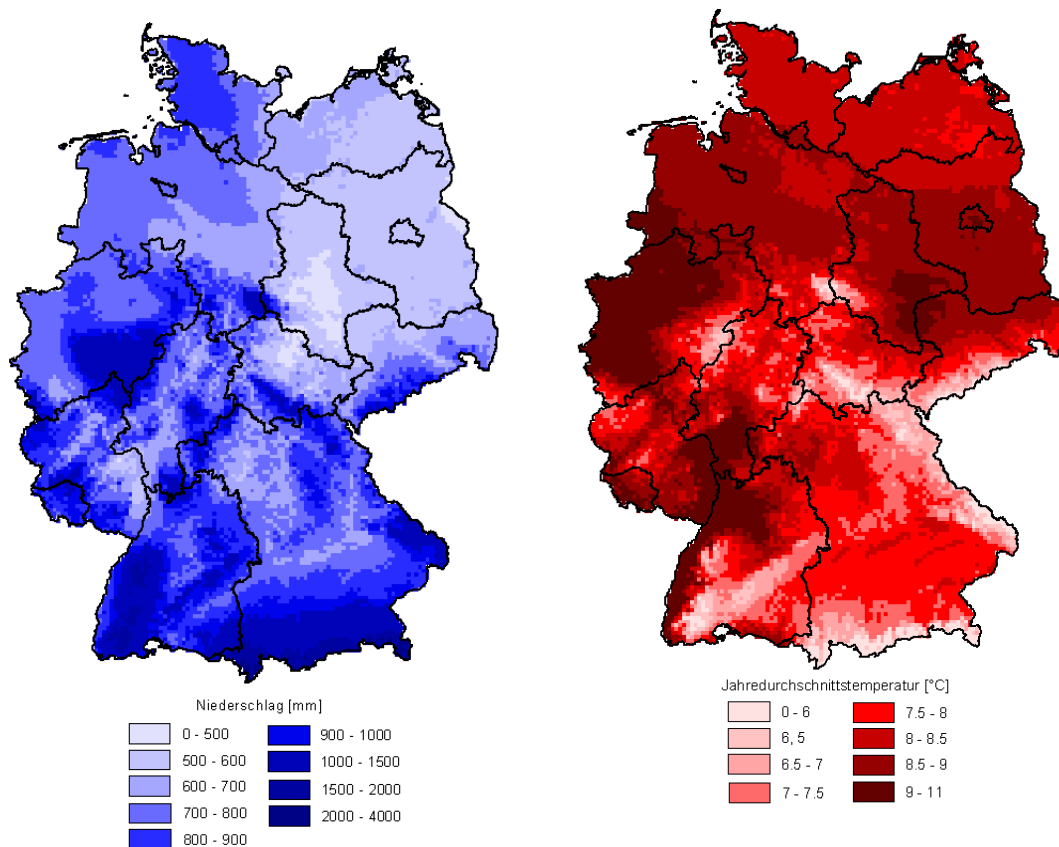


### Klimadaten des aktuellen Klimas

Die Klimadaten mehrerer Messstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) dienten als Grundlage für die Aufbereitung von Temperatur-, Niederschlags- und Globalstrahlungsdaten des aktuellen Klimas (Tabelle 2-3; Abbildung 2-7). Die Daten lagen als Monatsmittel (Temperatur und Globalstrahlung) bzw. Monatssumme (Niederschlag) des dreißigjährigen Mittels vor.

**Tabelle 2-3: Verwendete Klimadaten des aktuellen Klimaszenarios.**

	Anzahl der verwendeten Messstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD)
Temperatur	676
Niederschlag	4748
Globalstrahlung	49



**Abbildung 2-7: Jahresniederschlag und Jahresdurchschnittstemperatur des dreißigjährigen Mittels (Datengrundlage: DEUTSCHER WETTERDIENST, 2009).**

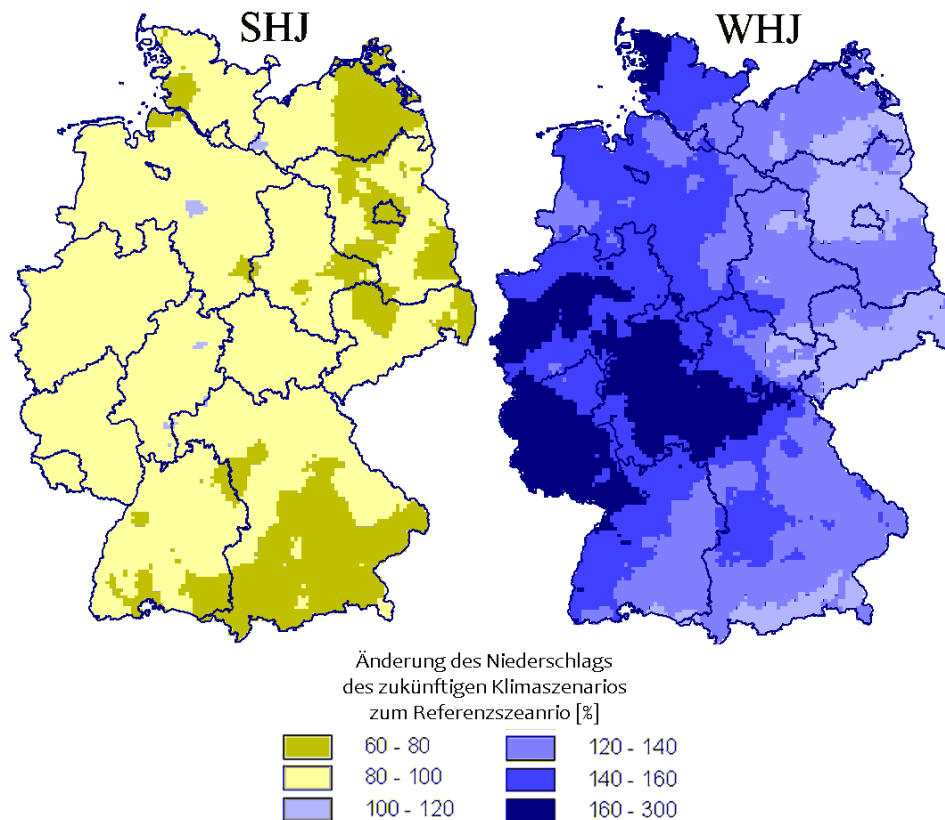
### **Zukünftiges Klimaszenario**

Das zukünftige Klima in Deutschland unterscheidet sich in allen veröffentlichten Szenarien von dem aktuellen Klima. Besonders deutlich sind Änderungen der Niederschlagsmengen, sowie deren jahreszeitliche Verteilung und steigende Durchschnittstemperaturen (SPEKAT *et al.*, 2007). Diese Veränderungen werden zwangsläufig zu einer Änderung des Wasserhaushaltes, des Stofftransportes und somit auch des Schwefelhaushaltes führen.

Für das Zukunftsszenario wurden modellierte Klimadaten für das Ende des Jahrhunderts verwendet (Zeitraum 2081 - 2090). Diese basieren auf Ergebnissen des regionalen Klimamodells WETTREG (Wetterlagen-basierte Regionalisierungsmethode) auf Basis globaler Klimasimulationen. Die Gesellschaft Climate & Environment Consulting Potsdam GmbH (CEC) modellierte den Datensatz im Auftrag des Umweltbundesamtes (UBA) und ermöglichte eine Abschätzung der Auswirkungen des regionalen Klimawandels für Deutschland. Das Modell beruht auf dem IPCC Szenario A1B, basierend auf starkem wirtschaftlichen Wachstum und der Nutzung fossiler und erneuerbarer Energien (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE, 2000). Das UMWELTBUNDESAMT (2007) charakterisiert das Szenario wie folgt:

- global orientierte Entwicklung mit starkem Wirtschaftswachstum;
- schnelle Einführung neuer und effizienterer Techniken;
- Nutzung fossiler und erneuerbarer Energien;
- Anstieg der Weltbevölkerung bis Mitte des 21. Jahrhunderts, gefolgt von einer Abnahme der Weltbevölkerung;
- Anstieg der CO<sub>2</sub>-Emissionen bis Mitte des 21. Jahrhunderts und einem anschließenden leichten Rückgang bis 2100.

Das Szenario wurde für diese Arbeit ausgewählt, da es ein moderates Szenario darstellt, das auf wahrscheinlichen Grundannahmen basiert. Für Deutschland ergeben sich im Mittel für das Ende dieses Jahrhunderts eine Zunahme der Jahresdurchschnittstemperatur um über 2 °C, eine Zunahme des Winterhalbjahresniederschlags um 30 % (WHJ-Niederschlag; 01.Okt bis 31.März) und eine Abnahme des Sommerhalbjahresniederschlags um 20 % (SHJ-Niederschlag, 1.April bis 30.Sept) (SPEKAT *et al.*, 2007; Abbildung 2-8).



**Abbildung 2-8:** Änderung der Sommer- (SHJ) und Winterhalbjahresniederschläge (WHJ) für das zukünftige Klimaszenario (Daten: SPEKAT *et al.*, 2007).

Die Daten des zukünftigen Klimaszenarios und ebenfalls eines Referenzszenarios (1991 – 2000) wurden von SPEKAT *et al.* (2007) veröffentlicht und in digitaler Form als Monatsmittel zur Verfügung gestellt (Tabelle 2-4).

Für die Änderung der Globalstrahlung liegen hingegen keine ausreichenden Modellergebnisse vor und es wurde dementsprechend der Datensatz des aktuellen Klimas verwendet.

**Tabelle 2-4:** Verwendete Klimadaten des Szenarios des klimatischen Mittels und des zukünftigen Klimas.

	Zeitraum	Datensätze
Monatliche Durchschnittstemperatur	2081-2090	282
Monatliche Niederschlagssumme	2081-2090	1977
Monatliche Durchschnittstemperatur (Referenzdatensatz)	1991-2000	282
Monatliche Niederschlagssumme (Referenzdatensatz)	1991-2000	1977

### 2.3.1 Räumliche Interpolation der Klimadaten

Für die Regionalisierung der Wetterdaten auf das Gesamtgebiet der Bundesrepublik Deutschland wurde das Verfahren von MÜLLER-WESTERMEIER (1995) angewandt. Dabei werden die Klimadaten der Wetterstationen höhenkorrigiert interpoliert. Diese Methodik wird im Folgenden dargestellt, für vertiefende Information wird auf MÜLLER-WESTERMEIER (1995) verwiesen.

Die monatlichen Stationswerte des Niederschlags, der Temperatur und der Einstrahlung wurden mit der Höhe über Normal Null linear korreliert und anhand der Steigung der Regressionsgeraden auf ein einheitliches Bezugsniveau, das Meeresniveau (0 m üNN) bezogen (Abbildung 2-9). Die so berechneten Werte wurden mit einem Interpolationsverfahren auf die gesamte Fläche der Bundesrepublik Deutschland übertragen. Als räumliches Interpolationsverfahren diente dabei ein „ordinary Kriging“ Verfahren.

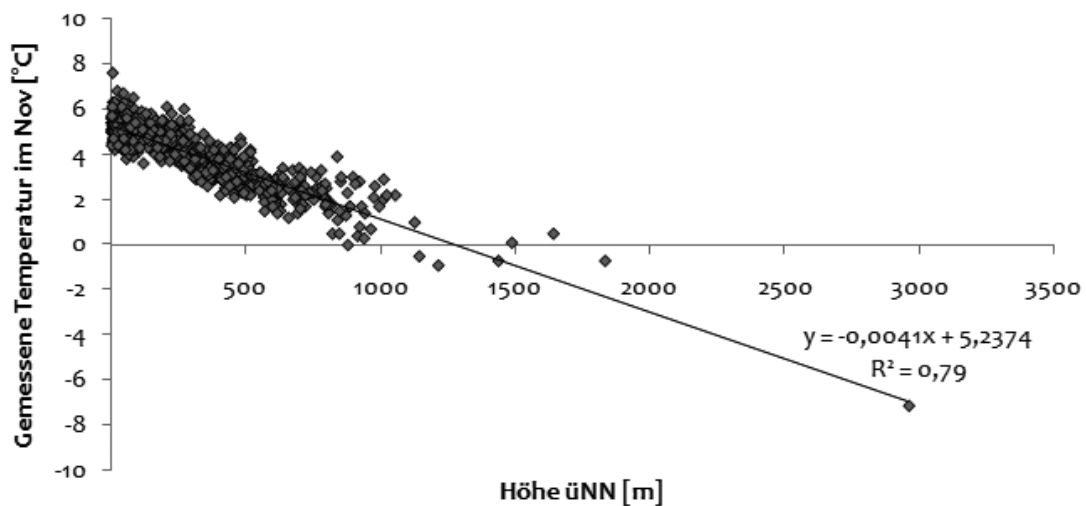
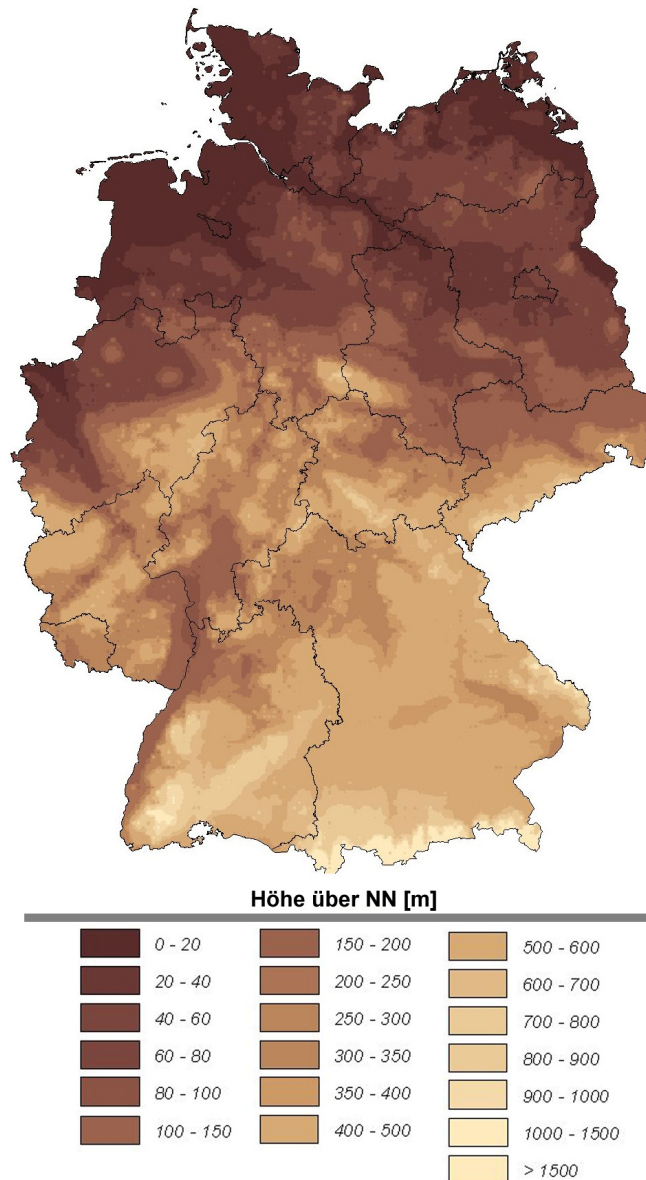


Abbildung 2-9: Höhenregression der monatlichen Temperaturdaten (lineare Regression der Temperatur und der Höhe über Bezugsniveau).

Die interpolierten Daten wurden durch die bekannte Höhenregression auf die tatsächliche Höhenlage zurückgerechnet und eine höhenkorrigierte Interpolation der Daten war erfolgt. Als Höhenangabe dienten die Daten der Shuttle Radar Topography

Mission (SRTM; U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2004; Abbildung 2-10).

Alle monatlichen Klimadaten, sowohl die Daten des dreißigjährigen Mittels, als auch die des Klimaänderungsszenarios wurden auf diese Weise bearbeitet. Als räumliche Auflösung der interpolierten Ergebnisse diente das 5 x 5 km Raster der Bodendaten.



**Abbildung 2-10: Höhenmodell der Shuttle Radar Topography Mission (SRTM; Daten: U.S. GEOLOGICAL SURVEY, 2004).**

### 2.3.2 Zeitliche Diskretisierung der Klimadaten

Klimadaten waren nur für ausgewählte Stationen zeitlich hochaufgelöst als Tageswerte verfügbar. Flächendeckende Informationen der Witterungsdaten sind für Deutschland nur auf monatlicher Basis durch eine räumliche Interpolation möglich (Kapitel 2.3.1). Aus den verfügbaren monatlichen Werten der Temperatur, des Niederschlages und der Globalstrahlung können tägliche Daten generiert werden, die für die weitere Berechnung des Bodenwasserhaushaltes und der Abschätzung des Schwefelmangelrisikos von hoher Bedeutung sind.

Aus den täglichen Messwerten zwischen 1971 - 2000 der Klimastation Braunschweig - Völkenrode wurden die Werte des Niederschlags, der Temperatur und der Globalstrahlung mit dem monatlichen Mittel des 30 jährigen klimatischen Mittels verglichen. Aus diesen Daten wurden „normierte“ Daten erzeugt, die für eine zeitliche Verfeinerung der räumlichen Monatswerte verwendet wurden. Dazu wurde der Quotient der täglichen Niederschlags- sowie der Globalstrahlungssummen mit den Monatswerten des klimatischen Mittels gebildet. Für die Temperatur dienten hingegen nicht die relativen Daten sondern die absoluten Differenzen als Maß. Die so generierten dreißig „normierten“ Jahreswerte mit täglicher Auflösung ließen sich mit den monatlichen, für die gesamte Bundesrepublik vorliegenden Daten des klimatischen Mittels auf absolute Größen umrechnen.

Die Methodik wird an einem einfachen Beispiel veranschaulicht:

*Monatliches Klimatisches Mittel vom Januar:*

100 mm Niederschlag      2 °C    300 MJ m<sup>-2</sup>

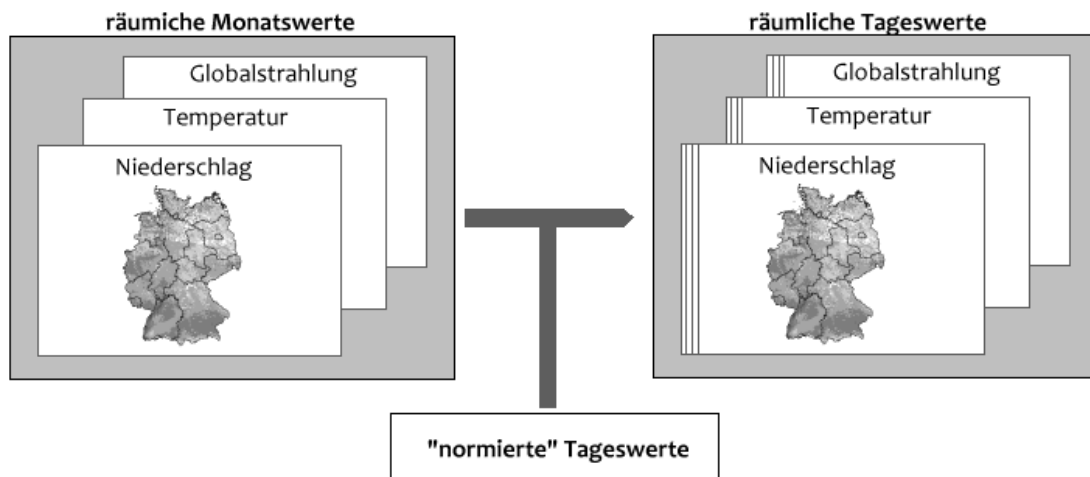
*Tageswert eines beliebigen Tages im Monat Januar:*

1 mm Niederschlag      0 °C    100 MJ m<sup>-2</sup>

*Resultierender „normierten“ Datensatz:*

1 % Niederschlag      -2 °C    33 % Einstrahlung

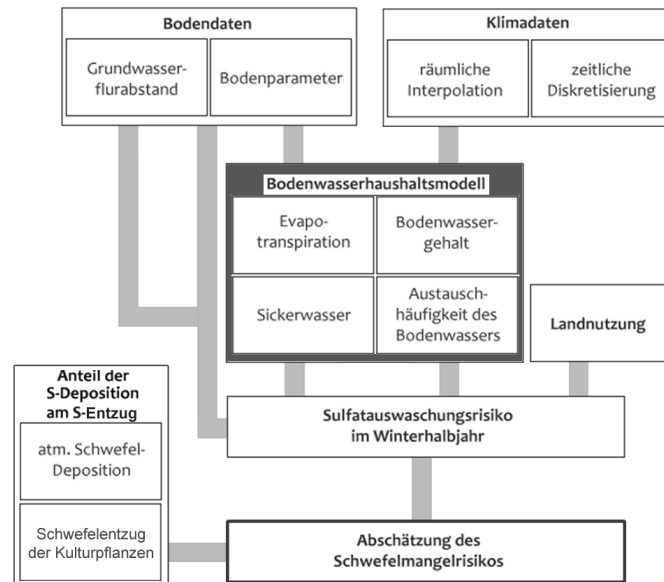
Nach der räumlichen Interpolation der verfügbaren Klimadaten auf monatlicher Basis (Kapitel 2.3.1) konnten durch dieses Verfahren die räumlich vorliegenden Monatsdaten auch auf eine tägliche Auflösung übertragen werden (Abbildung 2-11).



**Abbildung 2-11:** Verfahren zur Erstellung von Tageswerten aus monatlichen Wetterdaten auf räumlicher Basis.

Mit dieser Methode wurde für alle Gebiete Deutschlands das monatliche Klimamuster der Station Braunschweig - Völkenrode verwendet. Validiert wurde der Ansatz durch einen Vergleich mit den Modellergebnissen der „normierten“ Datensätze der Klimastation Freiburg (die Ergebnisse der Validierung sind im Anhang zu finden).

## 2.4 Bodenwasserhaushalt



**Abbildung 2-12: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Bodenwasserhaushalt.**

Die aufbereiteten Klima- und Bodendaten sind wichtige Eingangsdaten für die Berechnung des Bodenwasserhaushalts (Abbildung 2-12). Dieser ist für den Transport des Sulfatschwefels im Boden von ausschlaggebender Bedeutung und bestimmt dessen Auswaschung.

Das Modell berechnet ein räumlich aufgelöstes Bodenwasserhaushaltsmodell nach der Methode von WENDLING (DVWK, 1996). Dabei werden nur minimale Eingangsdaten benötigt, um die Größen des Bodenwasserhaushalts auf täglicher Basis zu berechnen.



### 2.4.1 Aufbau des Bodenwasserhaushaltsmodells

Das Bodenwasserhaushaltsmodell nach WENDLING (DVWK, 1996) basiert auf der „Allgemeinen Wasserhaushaltsgleichung“ und somit auf der Berechnung der Wasserbilanz mitsamt Bodenwassergehalt und Evapotranspiration. Es stellt ein 1-Schicht-Modell dar, in dem der effektive Wurzelraum des Bodens als eine homogene Bodenschicht (1-Schicht) behandelt wird. Die „Allgemeine Wasserhaushaltsgleichung“ lautet:

$$P - ETC_{AKT} - SW \pm \Delta S = 0$$

Mit

$P$  = Niederschlag [ $\text{mm d}^{-1}$ ]

$ETC_{AKT}$  = aktuelle Evapotranspiration des Pflanzenbestandes [ $\text{mm d}^{-1}$ ]

$SW$  = Sickerwasserrate aus dem Wurzelraum [ $\text{mm d}^{-1}$ ]

$\Delta S$  = Speicheränderung des Bodenwasservorrats [ $\text{mm d}^{-1}$ ]

Die benötigten Eingangsparameter für das Verfahren nach WENDLING (DVWK, 1996) sind:

- Tägliche Niederschlagssumme;
- Tägliche potentielle Evapotranspirationsrate;
- Langjähriges Mittel der potentiellen Evapotranspiration der Vegetationsperiode;
- Bodenkennwerte (Feldkapazität, FK; Permanenter Welkepunkt, PWP; Effektive Durchwurzelungstiefe,  $W_e$ ).

### 2.4.2 Bodenwassergehalt des effektiven Wurzelraums

Ein Boden ist in der Lage eine bestimmte Wassermenge zu speichern. Diese ist hauptsächlich von der Textur aber auch vom Humusgehalt, von der Bewirtschaftungsweise und der Bodenverdichtung abhängig (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE, 2000).

Als Kennzahl für die Bodenansprache gilt die Feldkapazität (FK) als Maß für die Wassermenge, die ein Boden gegen die Schwerkraft halten kann. Diese entspricht jedoch nicht der Wassermenge, die für die Pflanzenaufnahme zur Verfügung steht. Bodenwasser in Mikroporen kann nur schwer oder gar nicht von der Pflanze aufgenommen werden. Dieser Wasseranteil entspricht dem Bodenkennwert des permanenten Welkepunktes (PWP). Dementsprechend sind Böden mit einer großen Anzahl von Mikroporen zwar in der Lage bedeutende Mengen an Wasser zu speichern, jedoch können sie dieses nicht in vollem Umfang zur Pflanzenaufnahme bereitstellen. Die nutzbare Feldkapazität (nFK) definiert die Wassermenge, die der Pflanze zur Verfügung steht, welche also gegen die Schwerkraft gehalten werden kann ( $nFK = FK - PWP$ ). Das Produkt aus nutzbarer Feldkapazität und der effektiven Durchwurzelungstiefe ( $W_e$ ) der Kulturpflanze gibt die absolute pflanzenverfügbare Bodenwassermenge an und wird als nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums ( $nFKW_e$ ) bezeichnet.

Der Bodenwasserspeicher wurde entsprechend des Haushaltsansatzes nach der folgenden Gleichung berechnet, wobei der Bodenspeicher den standortspezifischen Wert der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums nicht überschreiten kann.

$$BS(t) = BS(t-1) + P(t-1) - ETC_{AKT}(t-1) - SW(t-1) + KR(t-1)$$

Mit

$P$  = Niederschlag [ $mm\ d^{-1}$ ]

$ETC_{AKT}$  = aktuelle Evapotranspiration des Pflanzenbestandes [ $mm\ d^{-1}$ ]

$BS$  = Bodenspeicher im effektiven Wurzelraum [ $mm$ ]

$SW$  = Sickerwasser [ $mm\ d^{-1}$ ]

$KR$  = Kapillarer Aufstieg [ $mm\ d^{-1}$ ] (= 0 für Grundwasserferne Standorte)

$t$  = Zeit in Tagen

Das Verfahren setzt einen Anfangswert für den Bodenwassergehalt des ersten Berechnungstages ( $t = 1$ ; 1. Jan) voraus. Für diesen kann unter durchschnittlichen Bedingungen in humiden Gebieten vom Wassergehalt bei Feldkapazität ausgegangen werden (DVWK, 1996). Diese Annahme trifft allerdings nicht für alle Standorte in Deutschland zu, da Gebiete mit sehr geringen Sickerwasserraten auch im Winterhalbjahr Werte unterhalb der Feldkapazität aufweisen können. Um einen realistischen Anfangswert des Bodenwassergehaltes zu ermitteln, wurden für jede Rasterzelle die Wetterdatensätze mehrfach berechnet, wobei der Startwert des Bodenwassergehaltes dem Endwert des vorherigen Datensatzes entspricht. Nach dreifacher Iteration der Berechnung konnte ein angepasster Startwert gefunden werden.

### 2.4.3 Potentielle und aktuelle Evapotranspiration

Pflanzenbestände entziehen dem Boden täglich bis zu mehreren Litern Wasser pro Quadratmeter. Die potentiell mögliche Verdunstung der Pflanzen, die Transpiration, kann nur bei ausreichender Wasserversorgung gedeckt werden, wohingegen die aktuelle Transpiration durch die zur Verdunstung stehende Bodenwassermenge bestimmt wird. Als Evaporation wird die Verdunstung des unbewachsenen Bodens verstanden, wobei ebenfalls in potentielle und aktuelle Evaporation unterschieden wird. Die Summe von Transpiration und Evaporation ergibt die Evapotranspiration (Abbildung 2-13).

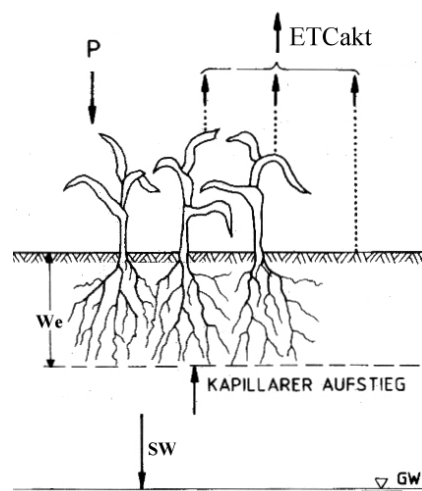


Abbildung 2-13: Wasserkreislauf im Agrarökosystem (verändert nach DVWK, 1996).  $ETC_{AKT}$  = aktuelle Evapotranspiration des Pflanzenbestandes;  $P$  = Niederschlag;  $We$  = effektive Durchwurzelungstiefe;  $SW$  = Sickerwasser,  $GW$  = Grundwasser.

### Potentielle Evapotranspiration

Die potentielle Evapotranspiration wurde nach dem „single crop coefficient“ Ansatz der FAO Gras-Referenz-Verdunstung berechnet (ALLEN *et al.*, 1998). Die von der FAO als internationaler Standard empfohlene Methode ist ein Ansatz zur Berechnung der Verdunstung von unterschiedlichen Pflanzenbeständen. Dabei dient die Verdunstung einer 0,12 m hohen Grasdecke ohne Wasser- und Nährstofflimitierung als Referenzverdunstung. Diese kann als unabhängig vom Pflanzenbestand, der Pflanzenentwicklung sowie den Bodenwasserverhältnissen eines Standortes angesehen werden und ermöglicht dadurch einen quantitativen Vergleich verschiedener Standorte. Ein pflanzenabhängiger Parameter (Kc-Wert) erlaubt eine Anpassung verschiedener Kulturpflanzen und deren Entwicklungszustände. Das Verfahren der FAO Gras-Referenz-Verdunstung berechnet die potentielle Verdunstung. Die aktuelle Evapotranspiration unterschreitet diese Werte in der Regel und erreicht maximal deren Werte.

#### *Berechnung von der potentiellen Evapotranspiration eines Grasbestandes (ETO)*

Nach ALLEN *et al.* (1998) errechnet sich die Evapotranspiration (ETO) der Gras-Referenz-Methode aus der Penman-Montheit Gleichung. Zur Berechnung dieser Gleichung werden folgende Eingangsdaten benötigt.

$$ETO_{\text{PENMAN-MONTHEIT}} = \frac{0,408 \times \Delta \times (RN - G) + \gamma \frac{900}{(T + 273)} \times u_2 \times (es(T) - ea)}{(\Delta + \gamma \times (1 + 0,34 \times u_2))}$$

Mit

- $u_2$  = Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe [ $\text{mm d}^{-1}$ ]
- $es(T)$  = Sättigungsdampfdruck in Abhängigkeit der Temperatur [kPa]
- $ea$  = Dampfdruck [kPa]
- $\gamma$  = Psychrometerkonstante [ $\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$ ]
- $RN$  = Nettostrahlung [ $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ]
- $T$  = Lufttemperatur [ $^\circ\text{C}$ ]
- $\Delta$  = Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve [ $\text{kPa } ^\circ\text{C}^{-1}$ ]
- $G$  = Bodenwärmestrom [ $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ]

Für eine räumliche Berechnung der potentiellen Evapotranspiration ist die Penman-Montheit Gleichung durch die Vielzahl der benötigten Eingangsdaten stark begrenzt und deshalb nicht praktikabel. Ein weiteres, weniger aufwendiges Verfahren zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration stellt die Turc-Wendling Methode dar (WENDLING *et al.*, 1991). Hierbei dienen lediglich die Daten der Globalstrahlung und der Temperatur als Eingangsdaten:

$$ETO_{\text{TURC-WENDLING}} = \frac{(RG + 93) \times (T + 22)}{150 \times (T + 123)}$$

Mit

RG = Globalstrahlung [ $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ]

T = Lufttemperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ]

Die Kalibrierung der Turc-Wendling Beziehung mit der Penman-Montheit Beziehung zeigt eine deutliche höhenabhängige Korrelation (DVWK, 1996). Somit kann die von der FAO empfohlene potentielle Evapotranspiration des Grasbestandes (ETO) auf täglicher Basis durch eine höhenkorrigierte Turc-Wendling Formel berechnet werden (DVWK, 1996).

$$ETO_{\text{TURC-WENDLING}} = \frac{(RG + 93) \times (T + 22)}{162 \times (T + 123) \times (1 + 0.0003 \times H)}$$

Mit

RG = Globalstrahlung [ $\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ]

T = Lufttemperatur [ $^{\circ}\text{C}$ ]

H = Höhe über NN [m]

Durch die wenigen Eingangsparameter ist die höhenkorrigierte Turc-Wendling Formel für eine räumliche Berechnung der potentiellen Evapotranspiration besonders geeignet und kann somit die Penman-Montheit Gleichung ersetzen. Sie wurde deshalb für die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration der Gras-Referenz Methode verwendet.

### *Ableitung des bestandesspezifischen Verdunstungsparameters (Kc)*

Für die Berechnung der kulturarten- und entwicklungsstadienspezifischen Verdunstungshöhen wird die Gras-Referenz-Verdunstung mit einem zeitlich variablen Verdunstungsparameter (Kc) multipliziert. Dabei wird von optimalen Verhältnissen während der Pflanzenentwicklung ausgegangen.

$$ETC_{POT}(t) = Kc(t) \times ETO_{POT}(t)$$

Mit

$ETC_{POT}$  = potentielle Evapotranspiration des Pflanzenbestandes [ $\text{mm d}^{-1}$ ]

Kc = bestandesspezifischer Verdunstungsparameter [dimensionslos]

$ETO_{POT}$  = potentielle Gras-Referenz-Verdunstung [ $\text{mm d}^{-1}$ ]

Nach ALLEN *et al.* (1998) wird für einen homogenen, bewässerten Grasbestand der Kc-Wert gleich eins gesetzt. Für alle anderen Kulturen weicht er abhängig vom Entwicklungsstadium der Kulturpflanze davon ab. Während früher Entwicklungsphasen mit geringer Pflanzenbiomasse und geringer Transpiration unterschreitet der Kc-Wert der Kulturpflanzen den des Grasbestands, während zum Zeitpunkt erhöhter Biomasse dieser deutlich überschritten wird. ALLEN *et al.* (1998) berechneten den Kc-Wert in Abhängigkeit der Pflanzenentwicklung, wobei eine definierte Dauer der Entwicklungsphasen angenommen wurde. Nach dem DVWK (1996) kann vereinfacht von einem monatsspezifischen Kc-Wert ausgegangen werden, durch den die Pflanzenentwicklungsstadien annähernd erklärt werden (Tabelle 2-5). Für die Monate ohne Bewuchs der Hauptkultur wurde von einem geringen Kc-Wert ausgegangen, der den Werten von sehr frühen Entwicklungsstadien entspricht. Dieser Ansatz wurde zur kulturartenspezifischen Berechnung der Evapotranspiration des aktuellen und des zukünftigen Klimaszenarios herangezogen. Für das zukünftige Klimaszenario fand die mögliche, optimierte Wassernutzung durch die erhöhte  $\text{CO}_2$ -Konzentration der Luft (KIMBALL *et al.*, 2002) keine Berücksichtigung. Ebenso wurde methodisch bedingt von demselben zeitlichen Verlauf der Pflanzenentwicklungen unter dem aktuellen und dem zukünftigen Klima ausgegangen.

**Tabelle 2-5: Bestandesspezifischer Verdunstungskoeffizienten (Kc) zur Berechnung der potentiellen Evapotranspiration unterschiedlicher Pflanzenbestände nach der Methode der Gras-Referenz-Verdunstung (verändert nach DVWK, 1996).**

Kultur	März	Apr.	Mai	Juni	Juli.	Aug.	Sept.	Okt.	Nov. – Feb.
Winterweizen	0,90	0,95	1,15	1,35	1,30	1,00	0,65*	0,65*	0,65
Winterraps	0,85	1,00	1,35	1,35	1,10	0,85	0,65*	0,65*	0,65
Kartoffel	0,65*	0,50	0,90	1,10	1,40	1,20	0,90	0,65*	0,65*
Zuckerrübe	0,65*	0,50	1,00	1,35	1,35	1,25	1,10	0,85*	0,65*
Grasbestand	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

\* Kc = 0,65 angenommen

### Aktuelle Evapotranspiration

Nach WENDLING (DVWK, 1996) wird die aktuelle Evapotranspiration aus der potentiellen Evapotranspiration, dem Niederschlag und dem Bodenwasserspeicher berechnet. Dabei wird angenommen, dass der gesamte Gebietsniederschlag in den Boden infiltriert. Somit gilt die Gleichung für weitgehend ebene Standorte, die nur gering von horizontalen Wasserflüssen beeinflusst sind. Die Bodenkennwerte der Feldkapazität, der effektiven Durchwurzelungstiefe und des Permanenten Welkepunktes der effektiven Durchwurzelungstiefe finden bei der Berechnung Berücksichtigung. Die aktuelle Evapotranspiration entspricht bei erhöhten Bodenwassergehalten der potentiell möglichen. Bei Bodenwassergehalten, die denen des Permanenten Welkepunktes entsprechen ist die aktuelle Evapotranspiration Null.

$$ETC_{AKT}(t) = P(t) - (P(t) - ETC_{POT}(t)) \times R(t)$$

Mit

$ETC_{AKT}$  = aktuelle Evapotranspiration [ $mm\ d^{-1}$ ]

$ETC_{POT}$  = potentielle Evapotranspiration [ $mm\ d^{-1}$ ]

$P$  = Niederschlag [ $mm\ d^{-1}$ ]

$$R(t) = \frac{1 - \frac{PWP \times We}{BS(t)}}{1 - \frac{PWP \times We}{FK \times We}} + 0,1 \times \frac{\overline{ETC_{POT}}}{ETC_{POT}(t)} = \text{Reduktionsfaktor [0-1]}$$

Randbedingungen:

$$R(t) = 1 \quad \text{bei} \quad NIED(t) > ETC(t)$$

$R(t)$  ist maximal 1 und minimal 0

Mit:

$PWP$  = mittlerer Welkepunkt [%] =  $FK - nFK$

$FK$  = mittlere Feldkapazität [%]

$nFK$  = mittlere nutzbare Feldkapazität [%]

$We$  = effektive Durchwurzelungstiefe [mm]

$\overline{ETC_{POT}}$  = langjähriges Mittel von ETP in der Vegetationsperiode [ $mm\ d^{-1}$ ]

$ETC_{POT}$  = potentielle Evapotranspiration [ $mm\ d^{-1}$ ]

$P$  = Niederschlag [ $mm\ d^{-1}$ ]



#### 2.4.4 Sickerwasserrate

Die Sickerwasserrate ist eine Kenngröße für den Stofftransport von gelösten Stoffen im Bodenwasser und somit von besonderer Bedeutung für die Sulfatauswaschung. Die Sickerwassermenge entspricht dem Bodenwasser, das nicht gegen die Schwerkraft gehalten werden kann und aus dem Wurzelraum in tiefere Bodenschichten versickert. Auf ebenen Standorten entspricht diese annähernd der Grundwasserneubildung. Tiefenversickerung des Bodenwassers tritt in Deutschland hauptsächlich während des späten Winters und im Frühling auf, wenn die Bodenwassergehalte die Feldkapazität überschreiten. Mit Beginn des Pflanzenwachstums und den erhöhten Evapotranspirationsraten werden dem Boden größere Mengen Bodenwasser entzogen und die Sickerwasserraten verringern sich stark. Unter den klimatischen Bedingungen in Deutschland treten erhöhte Sickerwasserraten während der Vegetationsphase lediglich während starker Niederschläge und, bei geringer Evapotranspiration auf, dies ist z. B. in Gebirgen durch den erhöhten orographischen Niederschlag der Fall.

Die Berechnung der Sickerwassermenge folgt dem Wasserhaushaltsprinzip und entspricht der Niederschlagssumme, die nicht durch die Evapotranspiration verloren geht und nicht im Wurzelraum des Bodens gespeichert werden kann. Unterhalb der Feldkapazität wird demnach von keinerlei Wasserfluss ausgegangen.

$$SW(t) = BS(t-1) - FK \times We \times k_0$$

Randbedingungen:

SW nimmt minimal den Wert 0 an

Mit

SW = Sickerwasser [mm d<sup>-1</sup>]

FK = Feldkapazität [mm dm<sup>-1</sup>]

BS = Bodenwasserspeicher [mm d<sup>-1</sup>]

k<sub>0</sub> = Faktor möglicher Übersättigung über Feldkapazität (= 1)

We = effektive Durchwurzelungstiefe [mm]

#### 2.4.5 Austauschhäufigkeit des Bodenwassers

Nach dem Model MOPS (nach BLOEM, 1998) wird das Sulfatauswaschungsrisiko durch die Höhe der Winterhalbjahresniederschläge (01.Okt bis 31.März) und die Bodentextur (sandig oder lehmig) beschrieben. Durch die Berechnung des Sickerwassers mit dem Bodenwassermodell kann das Sulfatauswaschungsrisiko mittels der tatsächlichen Sickerwasserrate konkretisiert werden. Da Sulfatschwefel sich im Bodenwasser ähnlich wie Nitrat verhält (MCNEILL *et al.*, 2005) lässt sich die Sulfatauswaschung in Analogie zur Nitratauswaschung berechnen und bewerten. So wurde die Klassifizierung der potentiellen Nitratauswaschungsgefährdung der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2000) für das Sulfatauswaschungsrisiko des Winterhalbjahrs (01.Okt. bis 31.Mar.) übernommen. Dieses wird in Form des Auswaschungsfaktors des Bodenwassers (AF) dargestellt und entspricht dem Quotienten aus Sickerwasserrate des Winterhalbjahrs und dem Wassergehalt der effektiven Durchwurzelungstiefe bei Feldkapazität. Der Auswaschungsfaktor ist mit der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers gleichzusetzen.

$$AF = \frac{SW_{WHJ}}{FK \times We} \times 100$$

Mit

AF = mittlerer Auswaschungsfaktor im Winterhalbjahr [%]

SW<sub>WHJ</sub> = Sickerwasser des Winterhalbjahres (01.Okt. bis 31.Mar.) [mm d<sup>-1</sup>]

FK = Feldkapazität [%]

We = effektive Durchwurzelungstiefe [mm]

Diese Methodik basiert darauf, dass die Auswaschung des Bodenwassers und der gelösten Stoffe dem Verdrängungsprinzip folgt. Das bedeutet, dass in die Oberfläche eindringendes Wasser die gleiche Menge Wasser in die Tiefe verdrängt. Somit nimmt bei Feldkapazität das gesamte Bodenprofil an der Verlagerung des Wasser und der gelösten Stoffe teil.

Nach der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2000) wurde die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers in vier Klassen von gering bis sehr hoch

unterteilt (Tabelle 2-6). Je größer der mittlere Auswaschungsfaktor im Winterhalbjahr, desto größer ist auch die Auswaschungswahrscheinlichkeit des im Bodenwasser gelöstem Sulfatschwefels. Ein Auswaschungsfaktor von über 100 % entspricht dabei theoretisch einem kompletten Austausch des Bodenwassers in dem betreffenden Jahr. Die Sickerwasserrate des Winterhalbjahres ergibt sich aus den Ergebnissen des Bodenwasserhaushaltsmodells. Die so errechneten Werte des mittleren Auswaschungsfaktors entsprechen relativen Werten und geben die potentielle Auswaschungsgefährdung für Sulfatschwefel an.

**Tabelle 2-6: Klassifizierung der potentiellen Sulfatauswaschungsgefährdung (in Analogie zur BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE, 2000).**

Mittlerer Auswaschungsfaktor (AF) im Winterhalbjahr [%]	Potentielle Sulfatauswaschungsgefährdung (relative Gefahrenstufe)
< 30	Gering
30 – 70	Mittel
70 – 100	Hoch
> 100	sehr hoch

#### 2.4.6 Validierung des Bodenwasserhaushaltsmodells

Der Bodenwasserhaushalt, speziell die Sickerwasserrate aus der effektiven Durchwurzelungstiefe, ist von ausschlaggebender Bedeutung für das Sulfatauswaschungsrisiko. Die beschriebene Methodik nach WENDLING (DVWK, 1996) stellt ein einfaches Verfahren zur Berechnung des Bodenwasserhaushalts dar. Ziel der Validierung war es zu erkennen, ob dieser einfache Ansatz verglichen mit bodenphysikalischen Modellen bei identischen Randbedingungen vergleichbare Wasserflüsse und Wassergehalte modelliert. Bei guter Übereinstimmung ist der Ansatz nach WENDLING (DVWK, 1996) geeignet, zeitlich und räumlich aufgelöste Ergebnisse zu liefern, die der Genauigkeit bodenphysikalischer Modelle nahekommt.

Dazu wurde das 1-Schicht Modell nach WENDLING (DVWK, 1996) mit einem bodenphysikalischen Modell auf Basis der Richards-Gleichung verglichen. Das Modell HYDRUS-1D (ŠIMŮNEK *et al.*, 2008) stellt ein vielfach angewandtes Modell dieser Art dar und wurde zu diesem Zweck verwendet. Der Bodenwasserfluss findet dabei im

Gegensatz zu dem Kapazitätsansatz nach WENDLING (DVWK, 1996) nicht ausschließlich oberhalb der Feldkapazität statt, sondern richtet sich dabei nach dem Potentialkonzept. Die im Boden dominierenden Potentiale sind das gravimetrische (Höhe über Bezugsniveau, dem Grundwasserspiegel) und das hydraulische Potential. Entsprechend der Bodentextur und des Bodenzustandes ergeben sich variierende Wassergehalte und Sickerwasserraten in Abhängigkeit des Potentialgefälles. Die Berechnung der Wasserbewegung findet auf Basis der Richards-Gleichung statt:

$$\frac{\partial \Theta}{\partial t} = \left( \frac{\partial}{\partial z} K(\Psi_m) \times \left( \frac{\partial \Psi_m}{\partial z} - 1 \right) \right) - R_{z,t}$$

Mit

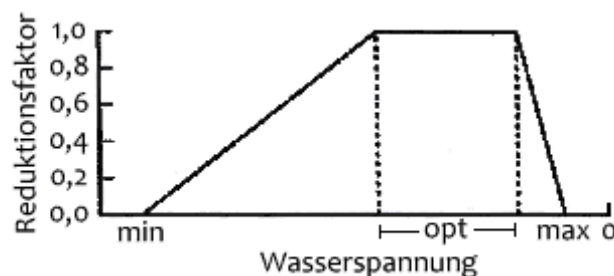
$K(\Psi_m)$  = hydraulische Leitfähigkeit als Funktion des Matrixpotentials [ $\text{mm d}^{-1}$ ]

$\Psi_m$  = Matrixpotential [hPa]

$R$  = Entzug durch Evapotranspiration [ $\text{mm d}^{-1}$ ]

Das Modell wird auf Basis Finiten Elemente nach dem Galerkin Verfahren für definierte Bodenschichten (Elemente) gelöst.

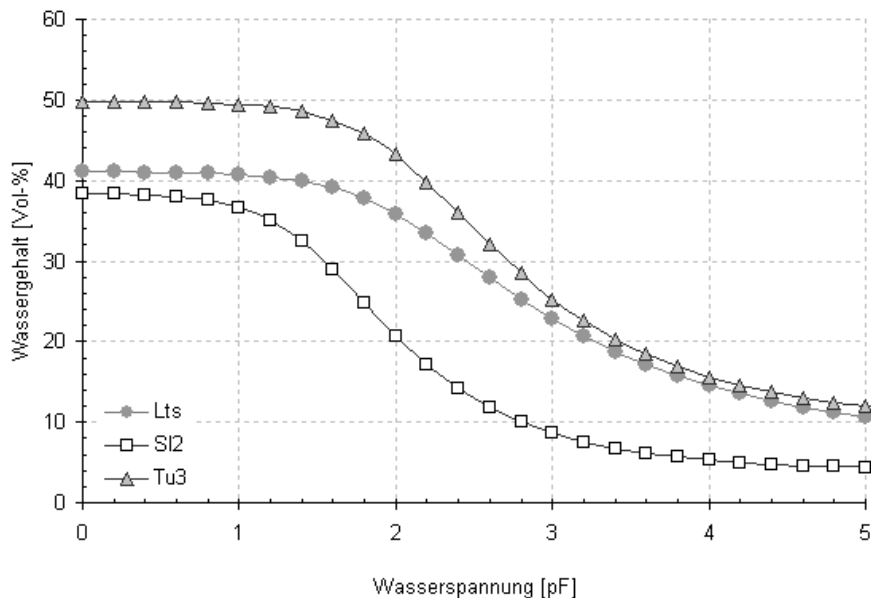
Im Gegensatz zu dem Ansatz nach WENDLING (DVWK, 1996) wurde der Wasserentzug der Pflanze dabei nach FEDDES *et al.* (1978) in Abhängigkeit der Wasserspannung berechnet, wobei ein Minimum, Optimum und Maximum des Wasserentzugs besteht (Abbildung 2-14) und ein Reduktionsparameter die Berechnung der aktuellen Evapotranspiration ermöglicht.



**Abbildung 2-14:** Reduktionsparameter für die potentielle Evapotranspiration (verändert nach FEDDES *et al.*, 1978).

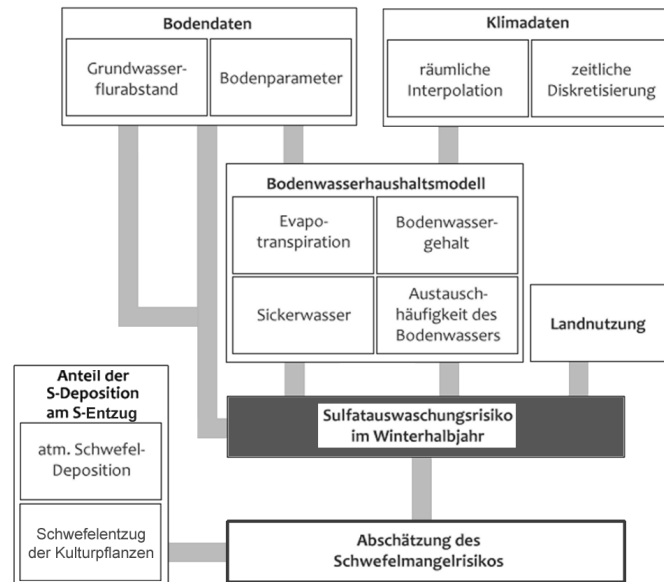
Die Berechnung der bodenartenspezifischen ungesättigten Wasserleitfähigkeit erfolgt nach MUALEM (1976) und VAN GENUCHTEN (1980).

Der Bodenwasserhaushalt nach WENDLING (DVWK, 1996) und nach dem Modell HYDRUS-1D wurde mit den täglichen Wetterdaten der Klimastation Braunschweig-Völkenrode für den Zeitraum 1971 bis 2000 berechnet und verglichen. Dabei wurde von einem Grasbewuchs und einer 50 cm tiefen, homogenen Durchwurzelung ausgegangen. Die klimatischen Eingangsgrößen der potentiellen Evaporation wurden nach der erweiterten Turc-Wendling Methode (Kapitel 2.4.3) ermittelt. Die beiden Modelle wurden für drei Bodenarten untersucht. Diese sind ein schwach lehmiger Sand (SI2), ein lehmig-toniger Sand (Lts) und ein mittel schluffiger Ton (Tu3). Die Böden unterscheiden sich hinsichtlich der Bodenkennwerte der FK, des PWP für den Ansatz nach WENDLING (1996) und der Wasserspannungs-Wassergehaltskurve für den bodenphysikalischen Ansatz (Abbildung 2-15).



**Abbildung 2-15: Wasserspannungs-Wassergehaltskurve für die zum Modellvergleich verwendeten Böden (Lts = sandig-toniger, SI2 = schwach lehmiger Sand, Tu3 = mittel schluffiger Ton).**

## 2.5 Sulfatauswaschungsrisiko



**Abbildung 2-16: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Sulfatauswaschungsrisiko des Winterhalbjahrs.**

Durch die Unterteilung der winterhalbjährlichen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers in vier Gefährdungsstufen der potentiellen Sulfatauswaschung konnte eine räumliche, relative Einschätzung von potentiellen Schwefelmangelgebieten in Deutschland abgeleitet und eine Darstellung des Schwefelmangelrisikos erstellt werden (Kapitel 2.4.5).

Zu den vier Klassen der potentiellen Sulfatauswaschungsgefährdung nach der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2000) (Tabelle 2-6) wurde dazu in einem weiteren Schritt eine Klasse der stark grundwasserbeeinflussten Standorte und der Standorte mit negativer Wasserbilanz (Sickerwasser = 0) als neue Klasse hinzugefügt. Diese entspricht den Standorten mit einem sehr geringem Sulfatauswaschungsrisiko, da entweder ein zusätzlicher Eintrag von Sulfat mit dem kapillaren Aufstieg sehr wahrscheinlich ist oder andererseits eine Sulfatauswaschung im Winterhalbjahr nicht stattfindet (Tabelle 2-7). Dieses entspricht der Einteilung nach BLOEM (1998), bei der Standorte mit geringen Grundwasserflurabständen eine sehr geringe

Gefahr für Schwefelmangel aufweisen.

**Tabelle 2-7: Klassifizierung des Sulfatauswaschungsrisikos unter Berücksichtigung der Grundwasserbeeinflussung.**

Grundwasser- beeinflussung	Auswaschungsfaktor (AF) im Winterhalbjahr	Sulfatauswaschungsrisiko (relative Gefahrenstufe)
Ja	0 %	sehr gering
Nein	0 – 30 %	Gering
Nein	30 – 70 %	Mittel
Nein	70 – 100 %	Hoch
Nein	> 100 %	sehr hoch

Inhaltlich lassen sich die potentiellen Gefährdungsklassen wie folgt interpretieren:

*Sehr geringes Sulfatauswaschungsrisiko*

Auf Standorten mit sehr geringem Sulfatauswaschungsrisiko findet entweder ein Eintrag von sulfathaltigen Grundwässern in den Wurzelraum statt, oder die jährliche Wasserbilanz ist negativ und es findet keine nennenswerte Tiefenverlagerung des Sulfats während des Winterhalbjahrs statt. Aus Residuen z.B. Stroh, Kartoffelkraut oder Rübenblatt mineralisierter Schwefel verbleibt im Wurzelraum und dient während der folgenden Vegetationsperiode als Nährstoffquelle.

*Geringes Sulfatauswaschungsrisiko*

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers während der Wintermonate ist geringer als 30 %. Das bedeutet, dass das Sickerwasser nicht tief in den Boden dringt und Sulfatschwefel längere Zeit im Wurzelraum verweilt. Selbst bei erhöhten Niederschlägen ist der Boden in der Lage, das pflanzenverfügbare Sulfat im Wurzelraum zu halten. So bleibt z. B. das aus den Pflanzenresten der Vorfrucht mineralisierte Sulfat während des Winterhalbjahrs im Wurzelraum gespeichert. In diese Gruppe fallen tendenziell alle Standorte mit Böden hoher Feldkapazität und Standorte mit geringen Niederschlägen.

### *Moderates Sulfatauswaschungsrisiko*

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers während der Wintermonate ist geringer als 70 % aber höher als 30 %. Bei diesen Standorten wird das Bodenwasser nicht komplett ausgetauscht. Die Gefährdung zur kompletten Auswaschung des Bodenwassers mitsamt den gelösten Inhaltsstoffen ist jedoch gegeben. Feuchte Jahre mit erhöhten Sickerwasserraten führen bei diesen Standorten zu einer raschen und erhöhten SchwefelAuswaschung.

### *Hohes Sulfatauswaschungsrisiko*

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers während der Wintermonate ist geringer als 100 % jedoch höher als 70 %. Die sehr schnelle Verlagerung des Bodenwassers ermöglicht eine schnelle Abfuhr von Schwefeleinträgen aus dem Wurzelraum. In diese Gruppe fallen Böden mit geringer Feldkapazität und Standorte mit hohen Niederschlägen.

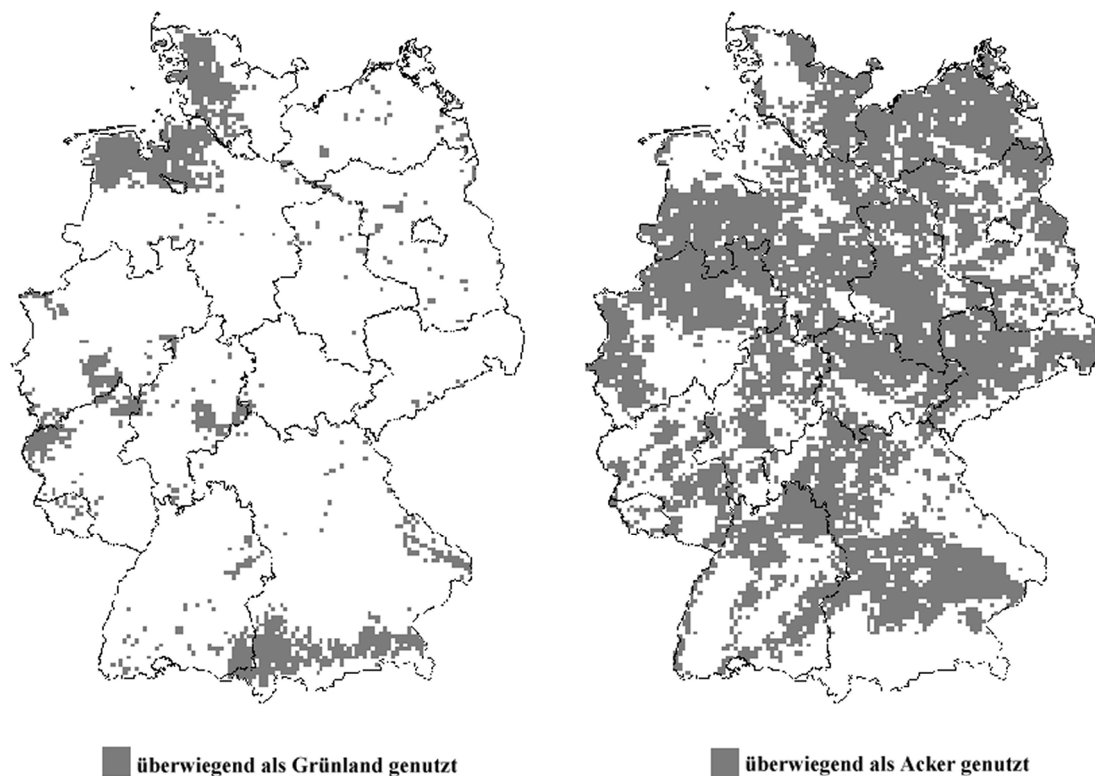
### *Sehr hohes Sulfatauswaschungsrisiko*

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers während der Wintermonate ist mehr als 100 %. In diese Gruppe fallen Böden mit sehr geringer Feldkapazität und Standorte mit sehr hohen Niederschlägen.



### **Landnutzung: Acker- und Grünlandstandorte**

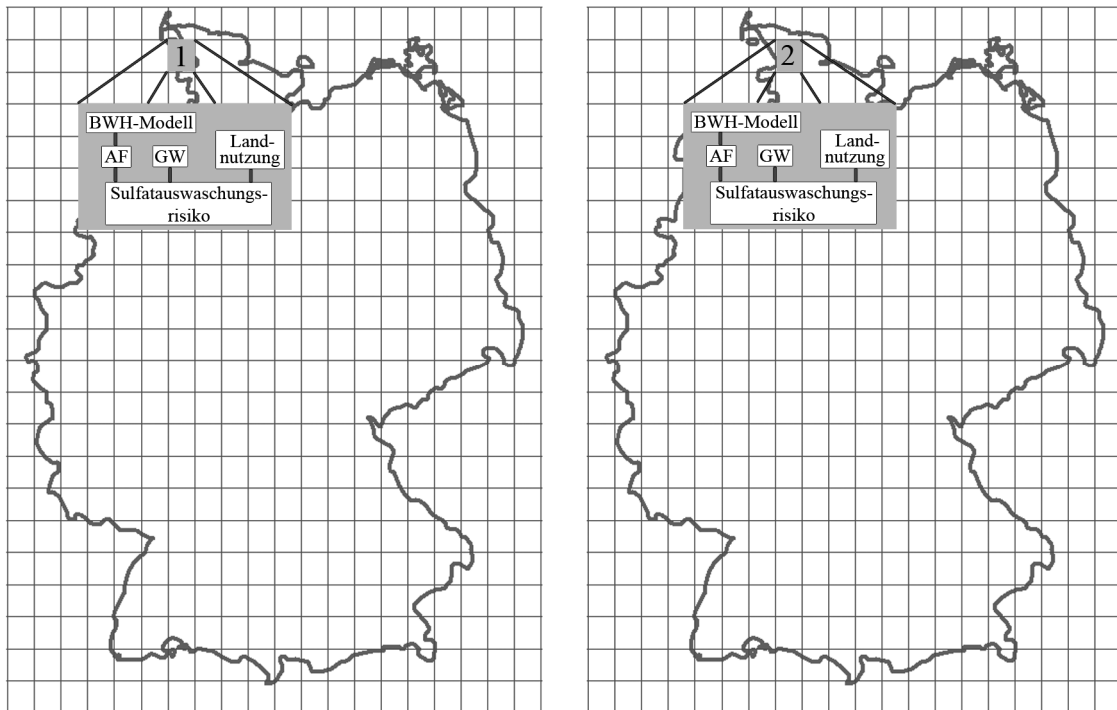
Für die statistische Auswertung und die Aggregation zu der in Kapitel 2.8 beschriebenen räumlichen Auflösung auf Kreisebene wurden lediglich die Standorte mit Acker- oder Grünlandnutzung berücksichtigt. Diese wurden dem Datensatz der CORINE (Coordinated Information on the European Environment) Landcover aus dem Jahr 2000 entnommen (EEA, 2000). Die Daten basieren auf Auswertungen von Satelliten- und Luftbildern, die in 13 Haupt- und 44 Nutzungsklassen gegliedert wurden. Der Datensatz liegt in einem 100×100 m Rastergitter vor und wurde auf das bereits erwähnte 5×5 km Raster aggregiert, um eine einheitliche Auflösung der Geodaten zu sichern. Dabei wurde jeder Rasterzelle der dominierende Nutzungstyp der betreffenden Fläche zugewiesen. Unterschieden wurde in Klassen mit vorwiegend ackerbaulichen Nutzung und der Nutzung als Grünland (Abbildung 2-17).



**Abbildung 2-17: Gebiete mit vorwiegender Nutzung als Acker (links) und Grünland (rechts) (Datengrundlage: Corine Landcover 2000).**

## 2.6 Räumliche Berechnung des Modells

Die Modellierung erfolgte auf einer räumlichen Basis mit einer Rasterweite von 5 x 5 km. Diese Rasterweite entsprach der Auflösung der aufbereiteten Klimadaten und stellte die Grundlage der Berechnung des Sulfatauswaschungsrisikos dar. Für jede Rasterzelle wurde die Berechnung des Modells gemäß der räumlich spezifischen Wetter- und Bodendaten durchgeführt. Dementsprechend ergaben sich spezifische Modellergebnisse für jede Rasterzelle (Abbildung 2-18).



**Abbildung 2-18: Schematische Berechnung des Modells auf räumlicher Basis (BWH-Modell = Bodenwasserhaushaltsmodell; AF = Auswaschungsfaktor; GW = Grundwasserbeeinflusste Standorte).**

## 2.7 Anteil der atmosphärischen Schwefeldeposition am Schwefelentzug

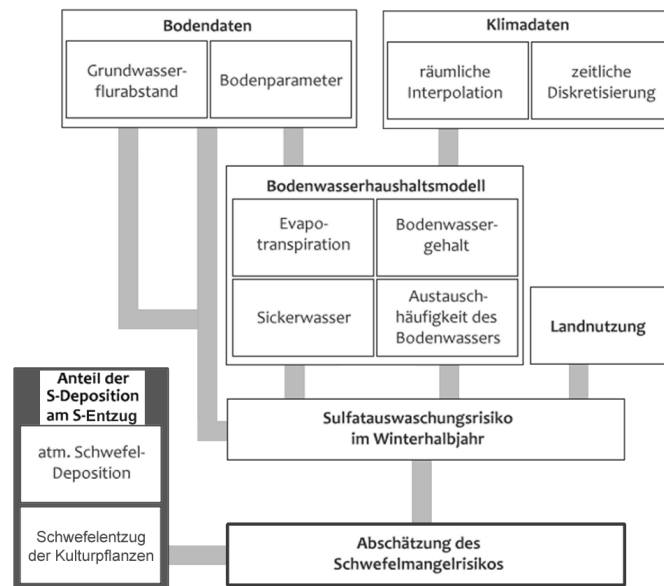
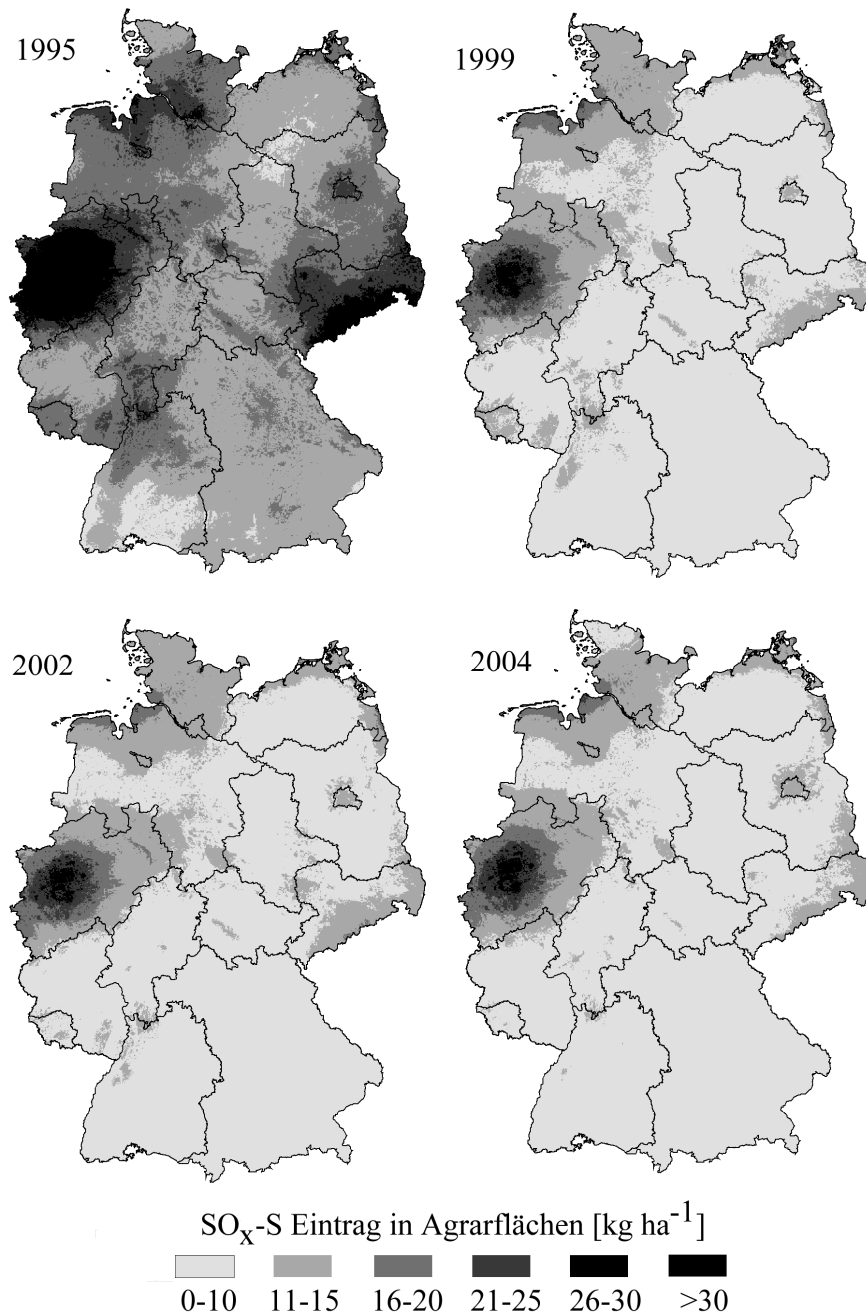


Abbildung 2-19: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Anteil der atmosphärischen Deposition am Schwefelentzug.

### Atmosphärische Schwefeldepositionen in die Agrarökosysteme

Die atmosphärische Deposition von Schwefel auf die Ackerflächen hat in der Vergangenheit eine besondere Bedeutung für die Schwefelversorgung der Kulturpflanzen gehabt. Durch effiziente Umweltschutztechnologien (z. B. Rauchgasentschwefelung) ist die Deposition in den letzten 30 Jahren konstant gesunken und erreicht gegenwärtig etwa  $10 \text{ kg ha}^{-1}$  im bundesweiten Jahresmittel (GAUGER *et al.*, 2007). Die jährliche, seesalzkorrigierte Gesamtdeposition von Schwefel auf Agrarflächen ist von GAUGER *et al.* (2007) auf Basis eines bundesweiten Messnetzes flächendeckend modelliert worden. Der Rückgang der atmosphärischen Schwefeldepositionen ist bis 1999 deutlich gewesen, wohingegen sich im Verlauf der folgenden Jahre die gesamte Schwefeldeposition analog zur Emission nur geringfügig änderte. Für die Berechnung der aktuellen und zukünftigen Schwefeldepositionen wurde somit der Datensatz des Jahres 2004 verwendet (Abbildung 2-20), um den Anteil der jährlichen

Schwefeldeposition am Entzug der Kulturpflanze zu berechnen. Es findet somit keine vollständige Bilanzierung, sondern vielmehr eine Einschätzung des potentiellen Anteils der atmosphärischen Deposition an der Schwefelversorgung statt.



**Abbildung 2-20: Schwefeleinträge in Agrarflächen für ausgewählte Jahre (Datengrundlage: GAUGER *et al.*, 2007).**

### **Schwefelentzüge der Kulturpflanzen**

Die im folgenden Text als Schwefelentzüge bezeichneten Werte beziehen sich auf den Gesamtschwefelgehalt der Pflanze zum Zeitpunkt der Ernte (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2001). Damit sind diese Werte etwas geringer als der tatsächliche Pflanzenbedarf und sie entsprechen nur dann dem Schwefelverlust für das Agrarökosystem, wenn die gesamte Biomasse entfernt wird. In der landwirtschaftlichen Praxis wird das Erntegut entfernt und die Residuen (z. B. Stroh, Kartoffelkraut und Rübenblatt) verbleiben in der Regel im System. Die Mineralisierung des Schwefels aus den Residuen verläuft sehr rasch ab und nur ein geringer Anteil (circa 10 %) des in Rückständen aus Ernten erhaltenen Schwefels kann der Folgefrucht als Schwefelquelle dienen (SCHNUG, 1988). Der weitaus größere Anteil wird in Abhängigkeit der Sickwasserrate im Winterhalbjahr aus dem Wurzelraum ausgewaschen und steht dem Pflanzenbestand nicht mehr zur Verfügung.

Der Schwefelentzug wurde aus den Ertragsdaten der STATISTISCHEN ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (2007) ermittelt. Die Daten umfassen die Erträge der wichtigsten Kulturpflanzen Deutschlands von 1999 bis 2005 und sind räumlich auf Kreisebene aufgelöst. Um das Ertragsniveau auf Kreisebene zu ermitteln, wurden die Daten von Winterraps, Winterweizen, Kartoffel und Zuckerrübe über den verfügbaren Zeitraum gemittelt. Mit den so gewonnenen Informationen konnten die Schwefelentzüge der gesamten Pflanzenbiomasse zum Zeitpunkt der Ernte errechnet werden. Dabei wird von einem einheitlichen Verhältnis zwischen Ernte- und Restpflanzengewicht und einem festen Schwefelgehalt des Ertrags und der Restpflanze ausgegangen (Tabelle 2-8; LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND GARTENBAU SACHSEN ANHALT, 2006; THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2001; BLOEM, 1998).

**Tabelle 2-8: Mittlere Schwefelgehalte in der Frischmasse verschiedener Kulturen (THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, 2001; LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND GARTENBAUS SACHSEN ANHALT, 2006).**

Kultur	Schwefelgehalt
H = Hauptprodukt	[kg S / dt Erntegut]
N = Nebenprodukt	
Winterweizen	
H	0,22
N	0,18
H:N Verhältnis	1:0,8
Winterraps	
H	0,50
N	0,40
H:N Verhältnis	1:1,6
Kartoffel	
H	0,04
N	0,06
H:N Verhältnis	1:0,5
Zuckerrübe	
H	0,03
N	0,03
H:N Verhältnis	1:0,7

Für die Berechnung des Anteils der jährlichen atmosphärischen Schwefeldeposition an dem Schwefelentzug mussten die Datensätze auf eine räumlich einheitliche Basis bezogen werden. Diese entsprach der räumlichen Basis der gröber aufgelösten Daten. Die Daten der atmosphärischen Schwefeldeposition wurden somit auf Kreisebene gemittelt und der Anteil der Deposition am Entzug errechnet.

$$\text{Anteil der Deposition am Entzug} = \frac{S_{\text{DEPO}}}{S_{\text{ENTZUG}}} \times 100$$

Mit

$S_{\text{DEPO}}$  = atmosphärische Schwefeldeposition in Ackerflächen [kg ha<sup>-1</sup>]

$S_{\text{ENTZUG}} = \text{ERTRAG} \times S_{\text{H}} + \text{HN} \times \text{ERTRAG} \times S_{\text{N}}$

= Schwefelentzug der Kulturpflanze [kg ha<sup>-1</sup>]

ERTRAG = Durchschnittlicher Ertrag der Kulturpflanze [dt ha<sup>-1</sup>]

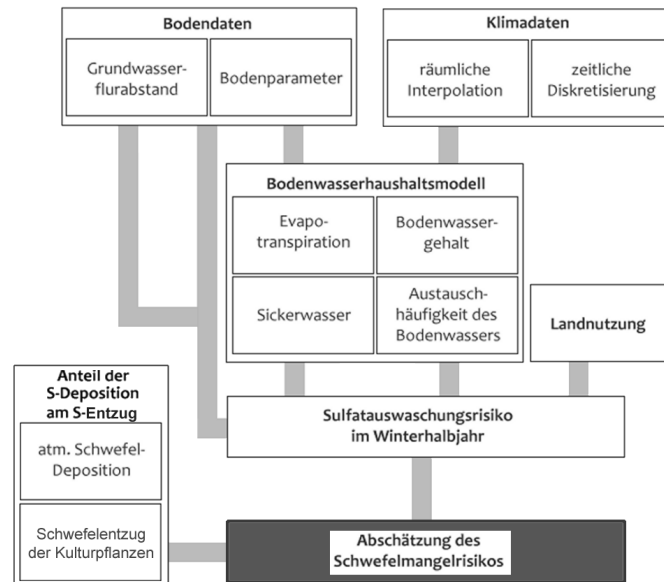
$S_{\text{H}}$  = Schwefelgehalt des Hauptprodukts [%]

$S_{\text{N}}$  = Schwefelgehalt des Nebenprodukts [%]

HN = Verhältnis des Haupt- zum Nebenprodukt

Der so errechnete Anteil ist keine klassische Bilanzierung, sondern dient als Richtwert für die Gewichtung der atmosphärischen Deposition am Ertragsniveau eines Standortes.

## 2.8 Ableitung des räumlichen Schwefelmangelrisikos



**Abbildung 2-21: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Schwefelmangelrisiko.**

Die abschließende Ausweisung des Schwefelmangelrisikos berücksichtigte das Sulfatauswaschungsrisiko (Kapitel 2.5) sowie den Anteil der jährlichen atmosphärischen Schwefeldeposition am Schwefelentzug der Kulturpflanzen (Kapitel 2.7). Die Einteilung erfolgte auf Basis einer Risikomatrix (Tabelle 2-9), in der, unter Berücksichtigung dieser beiden Faktoren, das Schwefelmangelrisiko in Form einer relativen Gefährdungsstufe ausgegeben wurde. Das Sulfatauswaschungsrisiko beinhaltet Informationen über den Grundwasserflurabstand und die Bodenhydrologie, während der Anteil der atmosphärischen Deposition am Schwefelentzug der Kulturpflanze das räumlich unterschiedliche Ertragsniveau und die Schwefeleinträge in das Agrarökosystem berücksichtigt.

Für eine Einstufung auf Basis der Risikomatrix musste der 5 x 5 km Rasterdatensatz des Sulfatauswaschungsrisikos auf Kreisebene aggregiert werden, um eine Einschätzung mit dem Anteil der Schwefeldeposition am Schwefelentzug der Kulturpflanzen zu

ermöglichen. Dabei entsprach das Sulfatauswaschungsrisiko eines Kreises den Werten der am häufigsten vorhandenen Risikoklasse der 5 x 5 km Rasterzellen mit Acker- bzw. Grünlandnutzung innerhalb des Kreises.

**Tabelle 2-9: Ausweisung des Schwefelmangelrisikos auf Kreisebene.**

		Anteil der jährlichen atmosphärischen Schwefeldeposition am Schwefelentzug				
		0 – 20 %	20 – 40 %	40 – 60 %	60 – 80 %	> 80 %
Sulfatauswaschungs- gefährdung	Sehr hoch	sehr hoch	---	--	-	moderat
	Hoch	---	--	-	moderat	+
	Moderat	--	-	moderat	+	++
	Gering	-	moderat	+	++	+++
	Sehr gering	moderat	+	++	+++	sehr gering



### 3 Ergebnisse

Das Kapitel gliedert sich in die Ableitung der Grundwasserflurabstände (Kapitel 3.1), die Darstellung der Modellrechnung des Bodenwasserhaushalts (Kapitel 3.2) und des Sulfatauswaschungsrisikos (Kapitel 3.3), der atmosphärischen Deposition am Schwefelentzug (Kapitel 3.4) und schließlich der räumlichen Darstellung des Schwefelmangelrisikos (Kapitel 3.5).

Unterschieden wird dabei jeweils in Kulturen mit Grünland, Winterweizen, Winterraps, Kartoffel und Zuckerrübe. Abbildung 3-1 gibt eine Übersicht über das Kapitel der Ergebnisse und verweist auf die entsprechenden Unterkapitel.

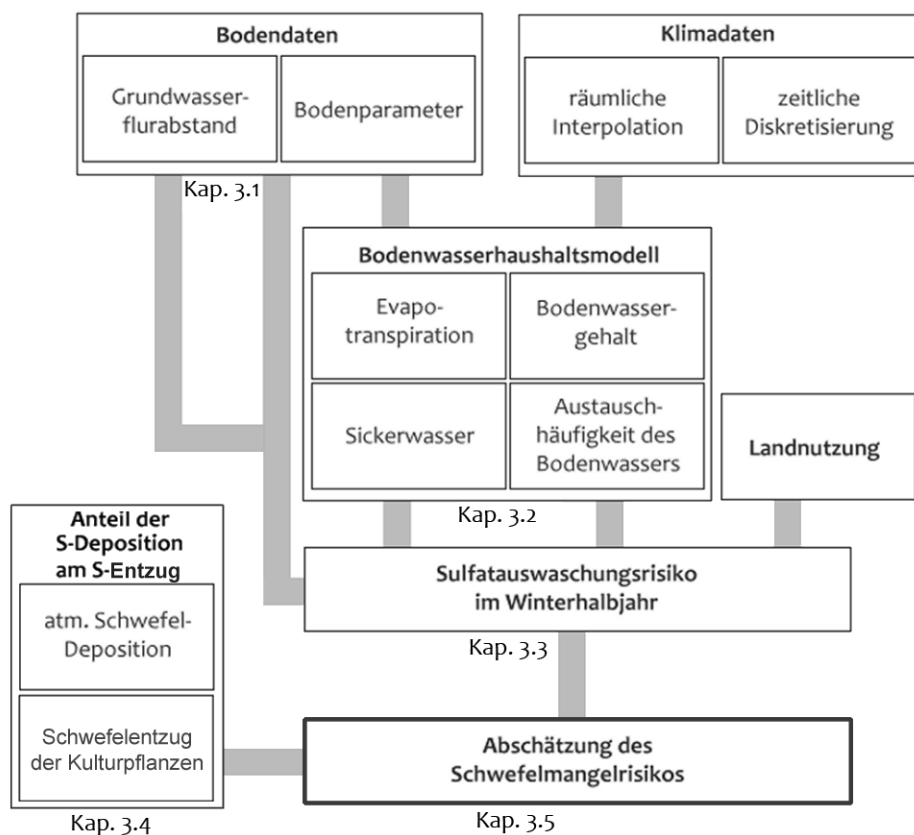
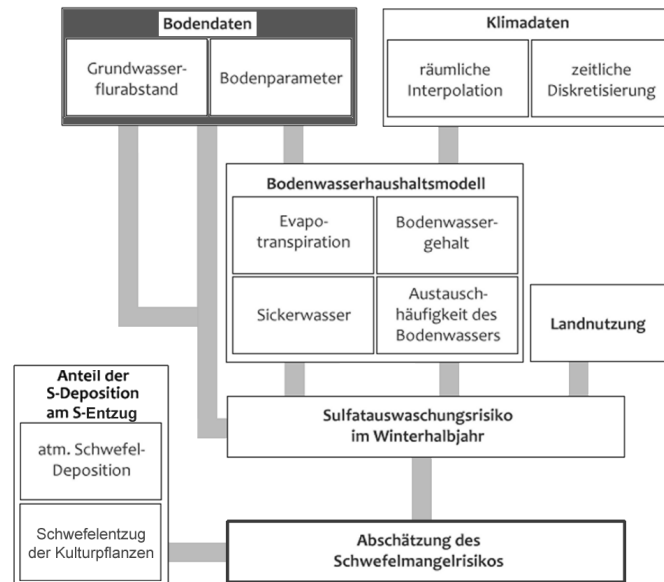


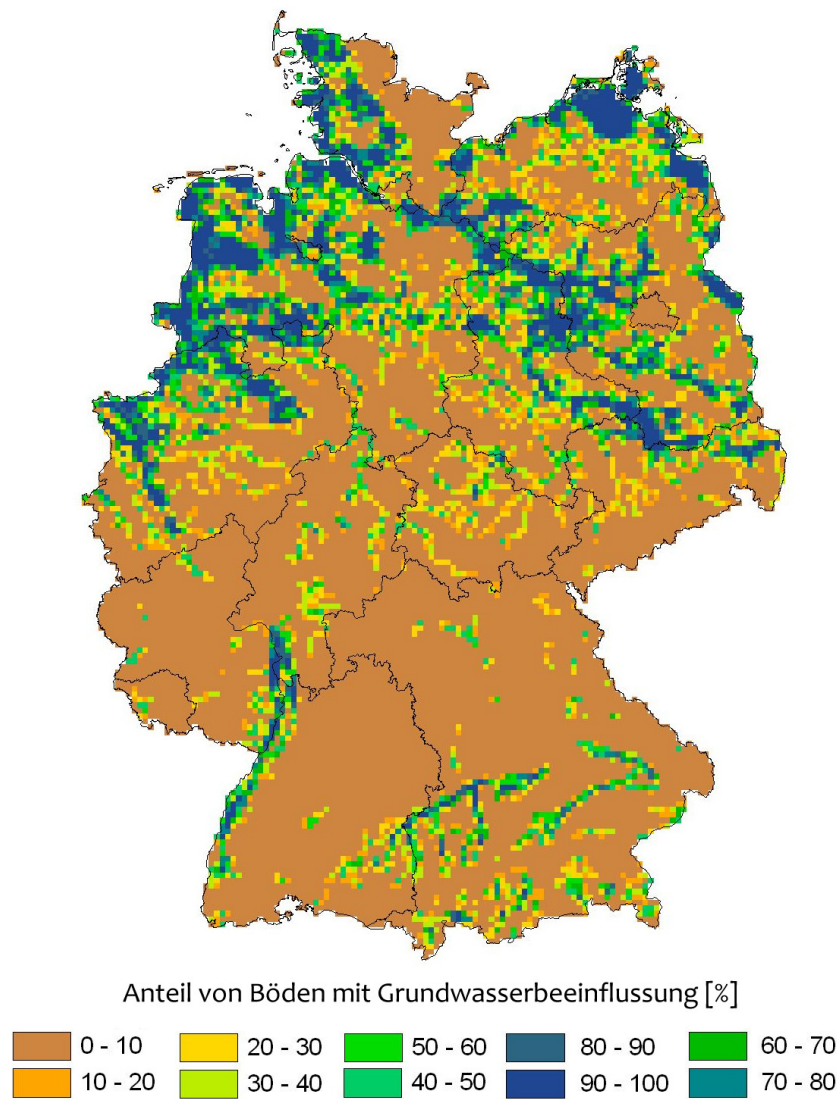
Abbildung 3-1: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Ergebnisse.

### 3.1 Ableitung des Grundwasserflurabstands



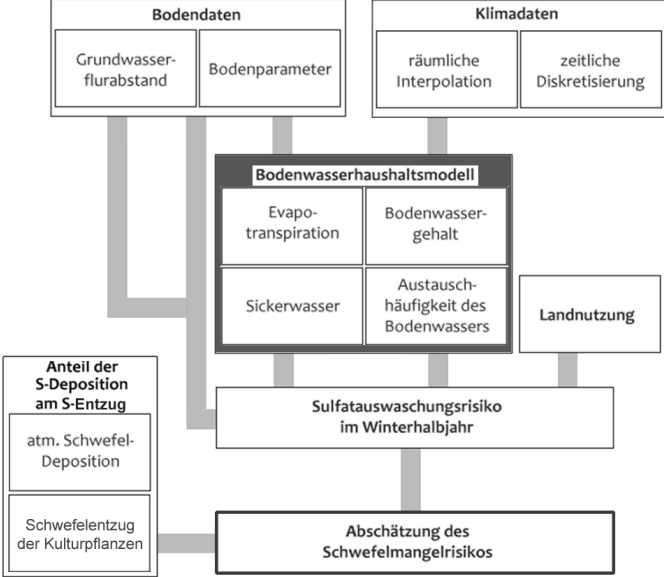
**Abbildung 3-2: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Grundwasserflurabstand.**

Die Ableitung der Grundwasserflurabstände auf Basis der grundwasserbeeinflussten Bodenhorizonte bis 200 cm Mächtigkeit ergibt folgendes Bild: Weite Teile Nordwestdeutschlands werden als stark grundwasserbeeinflusst eingestuft, wohingegen der größte Flächenanteil Deutschlands keine Grundwasserbeeinflussung aufweist (Abbildung 3-3). Die grundwassernahen Bereiche in Norddeutschland sind die Marschen der Nordseeküste (Ems- und Wesermarsch, Schleswig-Holsteinische Marschen), die Talsandniederungen und Urstromtäler. Im übrigen Bundesgebiet sind weiträumige Gebiete mit starker Grundwasserbeeinflussung zumeist an Auen größerer Flusssysteme wie dem Rhein, der Elbe und der Donau zu finden. Der Vollständigkeit halber sind auch die Bereiche um Rügen und der Oderbruch zu nennen.



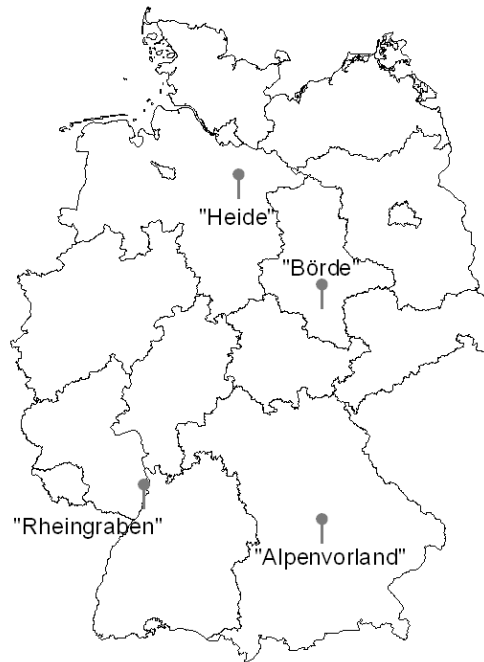
**Abbildung 3-3: Räumliche Verteilung der Böden mit Grundwasserbeeinflussung bis in 200 cm Bodentiefe.**

Für den Schwefelhaushalt des Bodens hat der Grundwasserflurabstand einen bedeutenden Einfluss, da über den kapillaren Aufstieg ein direkter Stofftransport von Sulfatschwefel stattfindet. Für die folgende Klassifizierung des Schwefelmangelrisikos bedeutet ein hoher Anteil von Grundwasser beeinflussten Böden ( $> 50\%$ ) ein sehr geringes Risiko.



**Tabelle 3-1: Charakterisierung der vier ausgewählten Standorte.**

Standort	FK	nFK	PWP	Durchschnitts- temp. [°C]	Jahresnied. [mm]	Höhe [m]	Rechtswert	Hochwert
	[%]	[%]	[%]					
„Börde“	41	26	15	9,2	461	71	3692000	5740000
„Rheingraben“	40	17	23	10,1	708	104	3457000	5460000
„Heide“	27	18	9	8,3	692	72	3592000	5875000
„Alpenvorland“	40	23	17	7,9	682	397	3692000	5415000



**Abbildung 3-5: Lage der vier ausgewählten Stationen für die Ergebnisse des Bodenwasserhaushaltes.**

### 3.2.1 Potentielle und aktuelle Evapotranspiration

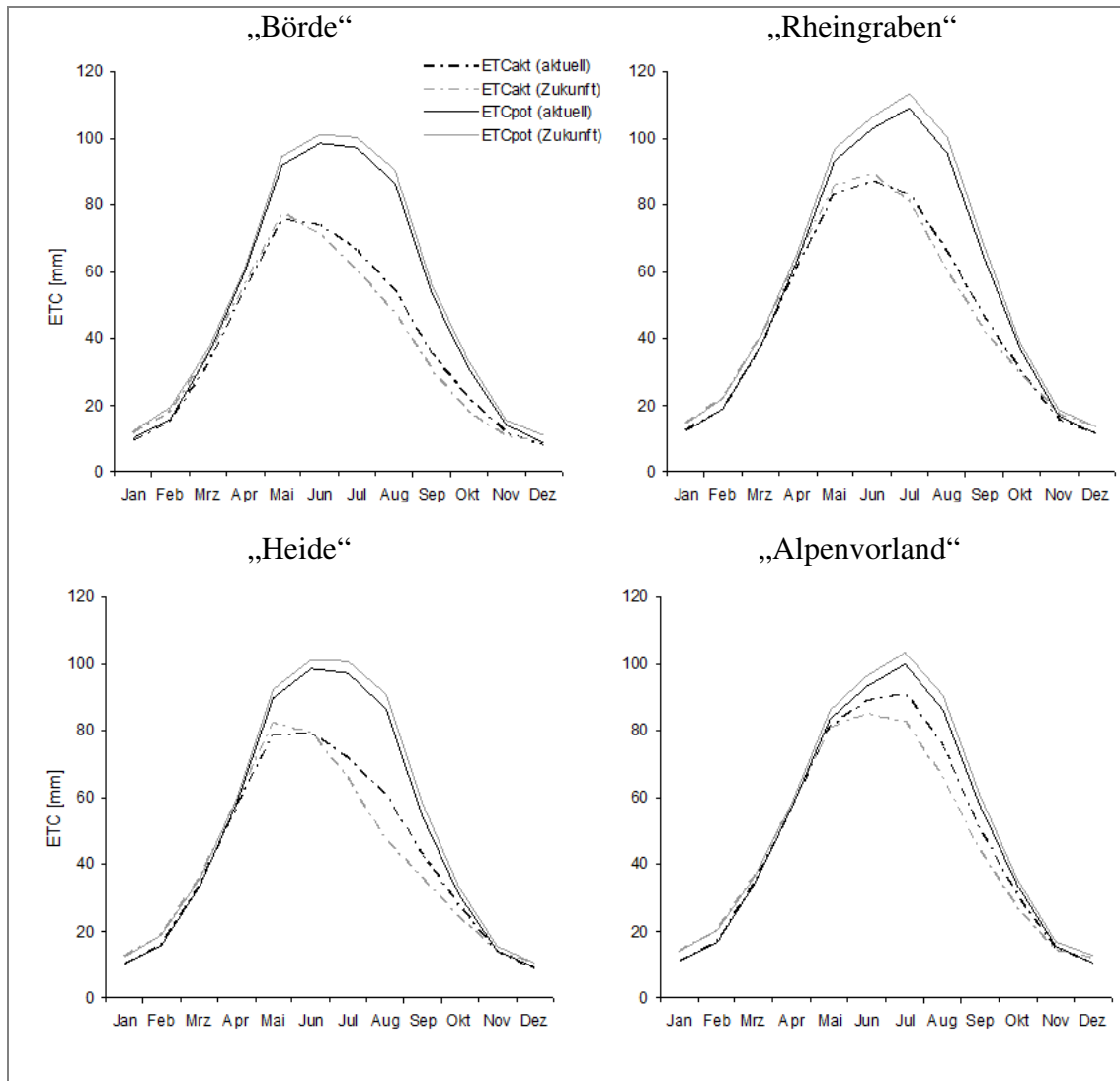
Die Evapotranspiration wird unterschieden in die aktuelle und potentielle Evapotranspiration.

#### Potentielle Evapotranspiration

Die berechnete potentielle Evapotranspiration entspricht der Verdunstungsmenge bei einem gesunden Grasbestand ohne Wasserlimitierung. Im zeitlichen Verlauf ergeben sich im Mittel während der warmen Sommermonate die höchsten Werte ( $> 100 \text{ mm Monat}^{-1}$ ), wohingegen die potentielle Evapotranspiration in den Wintermonaten nahezu zu vernachlässigen ist ( $< 10 \text{ mm Monat}^{-1}$ ; Abbildung 3-6).

Hinsichtlich der Kulturpflanzen (Winterweizen, Winterraps, Kartoffel und Zuckerrübe) ergeben sich für die potentielle Evapotranspiration nur geringfügige jährliche Unterschiede von etwa 50 mm. Zeitlich aufgelöst finden sich hingegen kulturartenspezifische Unterschiede mit den höchsten potentiellen Evapotranspirationsraten während der Hauptvegetationsphase der Kulturpflanzen (Tabelle 3-2). Der Standort Rheingraben weist dabei die höchsten Werte auf, gefolgt von der Börde, der Heide und dem Alpenvorland.

Bei der räumlichen Betrachtung der potentiellen Evapotranspiration zeigen sich die höheren Evapotranspirationsraten zudem in Gebieten mit erhöhten Temperaturen. Der Rheingraben weist dabei die Spitzenwerte auf. Unter dem Zukunftsszenario bleibt das Muster der potentiellen Evapotranspiration erhalten, weist jedoch in allen Bereichen Deutschlands erhöhte Werte zwischen 4 – 8 % auf (Abbildung 3-7 für Grasbewuchs und Abbildung 3-8 für Bewuchs mit Winterweizen). Der Südwesten Deutschlands erfährt dabei durch die regionale Temperaturerhöhung die stärksten Zunahmen.



**Abbildung 3-6: Verlauf der monatlichen, potentiellen und aktuellen Evapotranspiration ausgewählter Stationen unter Grasbewuchs.**

Die absoluten jährlichen Evapotranspirationsraten unterscheiden sich zwischen den Kulturpflanzen nur relativ wenig. Aus diesem Grund wird die räumliche Darstellung der Ergebnisse auf Winterweizen und Grünland beschränkt (Abbildung 3-7 für Grünland und Abbildung 3-8 für Bewuchs mit Winterweizen).

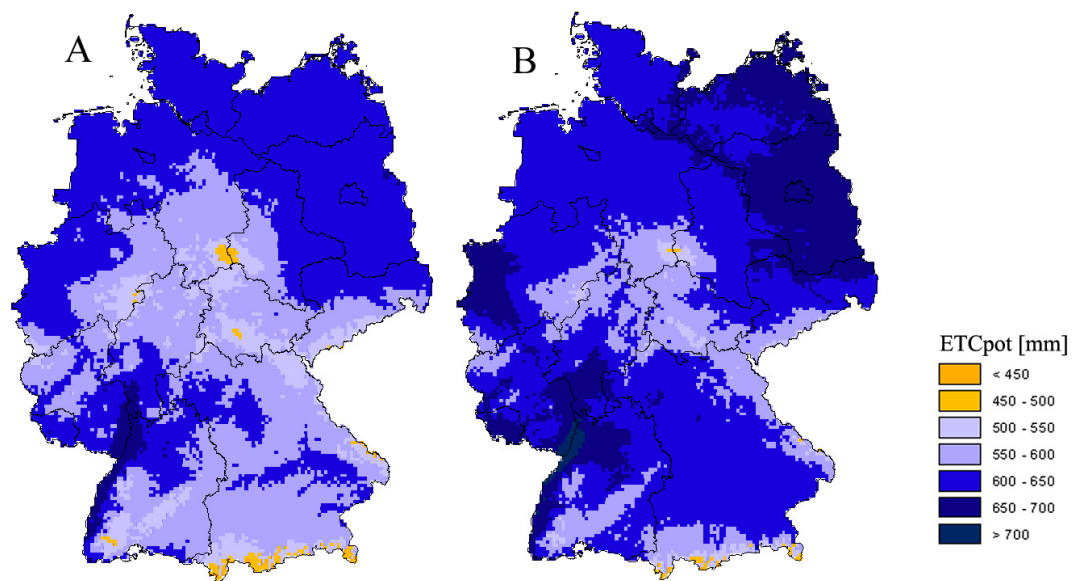


Abbildung 3-7: Jährliche potentielle Evapotranspiration für Grünland für das aktuelle (A) und zukünftige Klimaszenario (B).

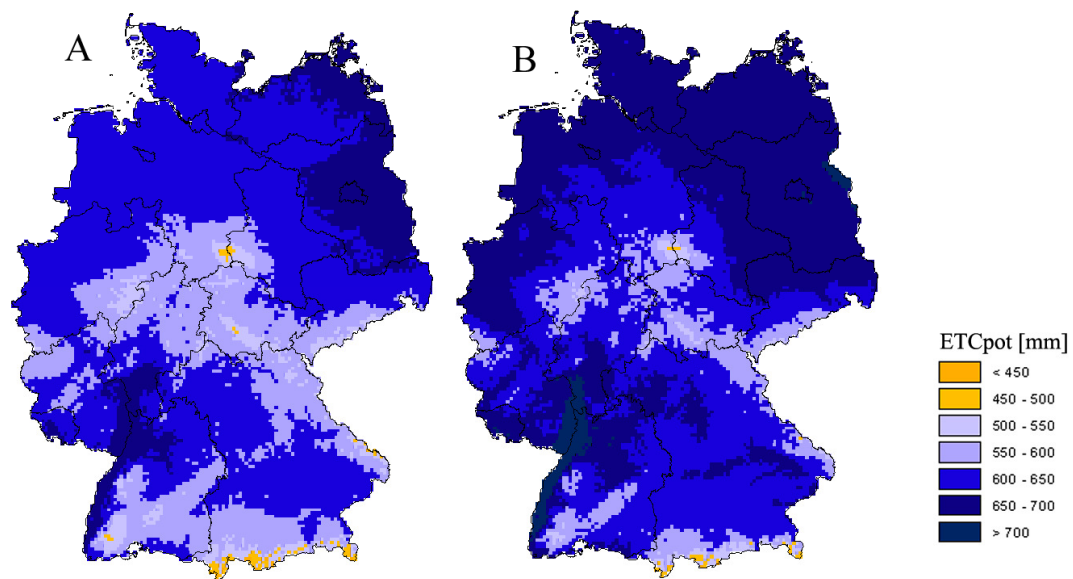


Abbildung 3-8: Jährliche potentielle Evapotranspiration für Winterweizen für das aktuelle (A) und zukünftige Klimaszenario (B).



### **Aktuelle Evapotranspiration**

Die aktuelle Evapotranspiration berechnet sich aus der potentiell möglichen Evapotranspiration und dem zur Verdunstung zur Verfügung stehenden Bodenwasser. Die Werte bleiben jedoch auf einem relativ hohen Niveau und erreichen für das Bundesmittel unter Grasbewuchs 87 % und bei Nutzung mit Winterweizen 83 % der potentiellen Evapotranspiration.

Bei der monatlichen Betrachtung zeigen sich während der Winter- und Frühlingsmonate aktuelle Verdunstungswerte, die der potentiellen Verdunstung annähernd entsprechen. Während des jährlichen Verlaufs vermindert sich die aktuelle Verdunstung in Abhängigkeit von den erwähnten Standortparametern.

Bei dem Vergleich der jahreszeitlichen Betrachtung wird deutlich, dass, mit Ausnahme des Standortes „Rheingraben“, mit Beginn des Sommerhalbjahres die aktuelle Evaporation gegenüber der potentiellen Evaporation stark vermindert ist (Tabelle 3-2). Der Quotient der aktuellen und potentiellen Evapotranspiration wird generell als Wasserstressindikator für Kulturpflanzen gesehen. Unter dem zukünftigen Klimaszenario weitet sich dieses Verhältnis, und es ist dementsprechend von vermehrtem Wasserstress auszugehen. Sommerkulturen scheinen durch die, im Vergleich zu den Winterkulturen, verschobene Vegetationsperiode stärker betroffen.

Bei der räumlichen Betrachtung der jährlichen aktuellen Evapotranspiration des Zukunftsszenarios bleiben die gegenwärtigen räumlichen Muster erhalten (Abbildung 3-9). Im bundesweiten Mittel ergibt sich jedoch eine Abnahme der aktuellen Evapotranspiration um 0,7 % (Winterraps) bis 2,1 % (Zuckerrübe), wobei besonders Nordostdeutschland von einer starken Verringerung (bis über 20 %) der aktuellen Evapotranspiration betroffen ist.

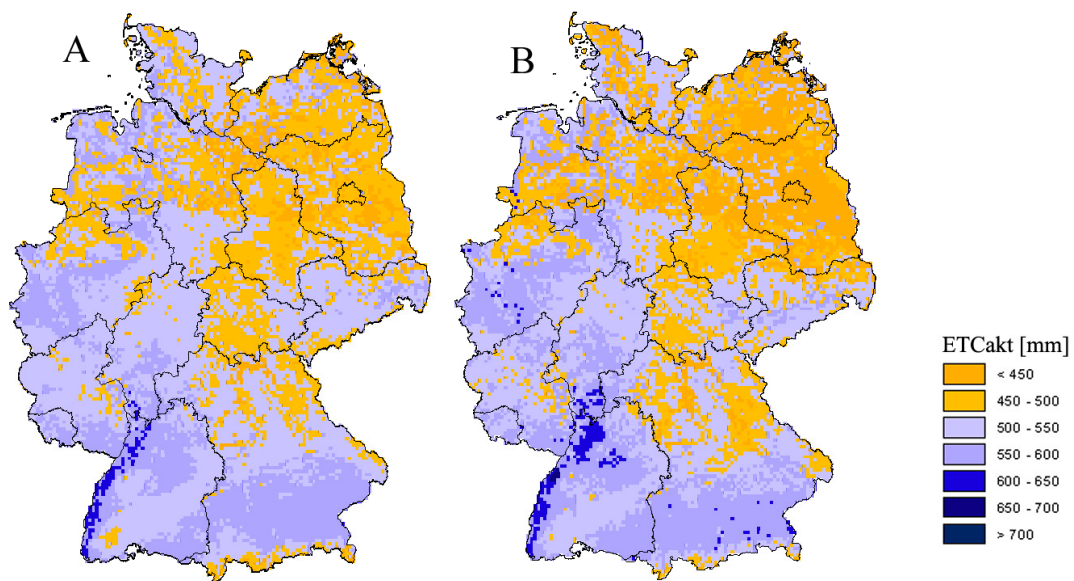


Abbildung 3-9: Jährliche aktuelle Evapotranspiration für Grünland für das aktuelle (A) und zukünftige Szenario (B).

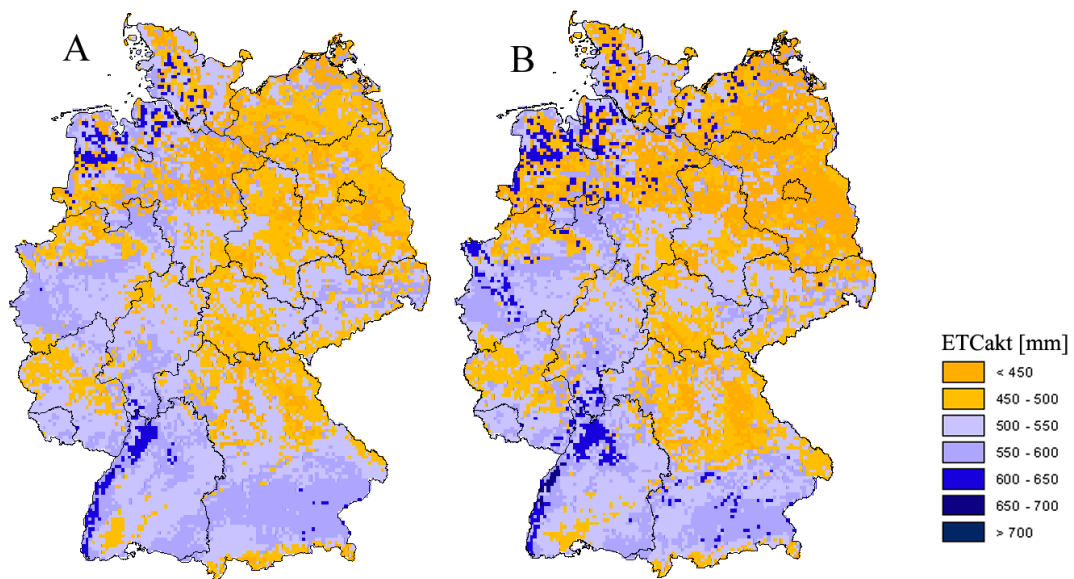


Abbildung 3-10: Jährliche aktuelle Evapotranspiration für Winterweizen für das aktuelle (A) und zukünftige Szenario (B).

**Tabelle 3-2: Jahreszeitliche potentielle Evapotranspiration in mm für ausgewählte Standorte bei unterschiedlicher Nutzung. (GL = Grünland; WR = Winterraps; WW = Winterweizen; ZR = Zuckerrübe; KA = Kartoffel).**

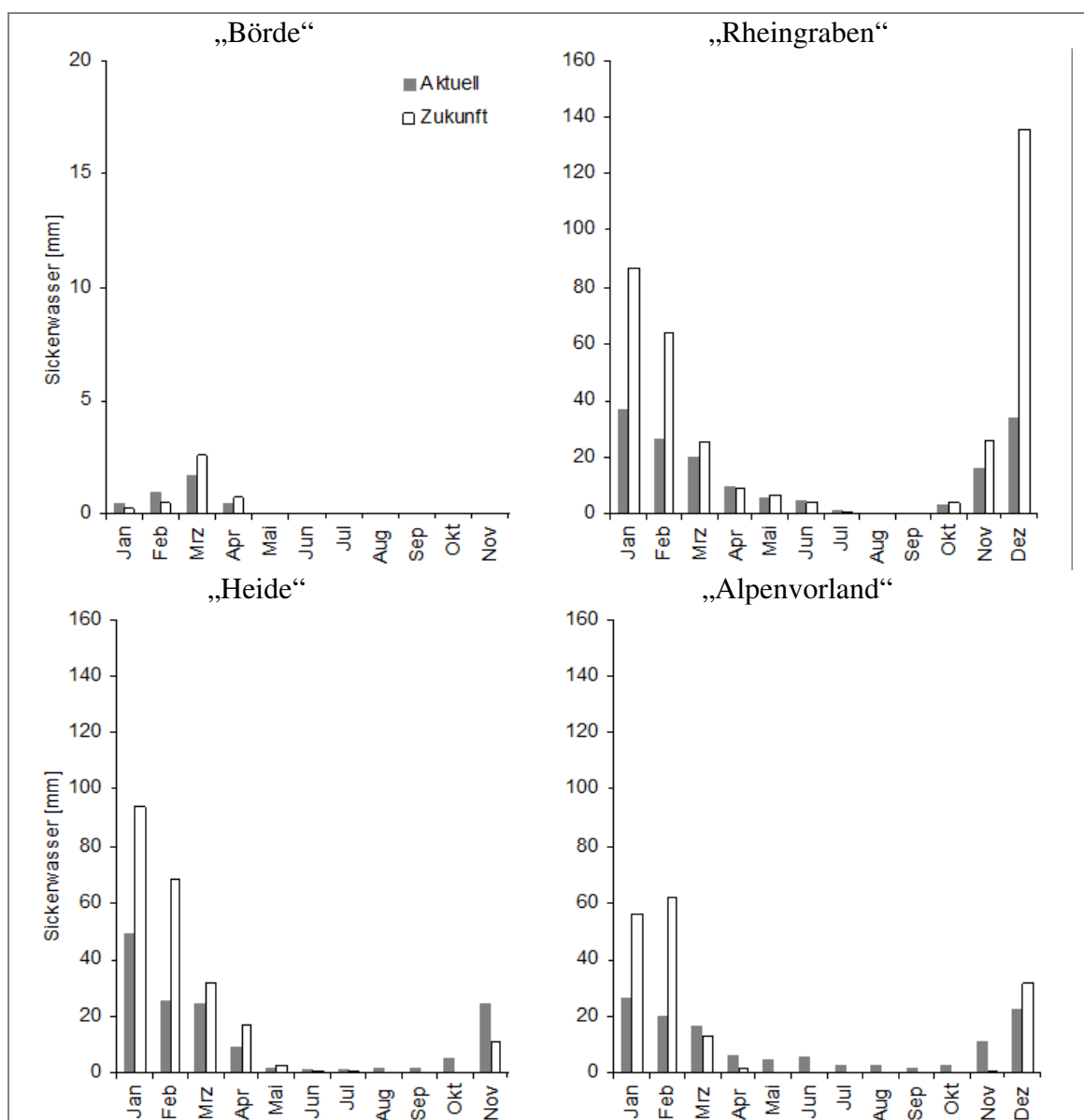
		GL	WR	WW	ZR	KAR
<b>"Börde"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	63	48	50	41	41
	Apr. – Juni	252	319	297	208	222
	Juli – Sept.	235	214	247	291	286
	Okt. – Dez.	53	34	34	41	35
	<b>Jahr</b>	<b>603</b>	<b>616</b>	<b>628</b>	<b>581</b>	<b>584</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	70	53	55	46	46
	Apr. – Juni	258	327	305	213	228
	Juli – Sept.	246	223	257	304	298
	Okt. – Dez.	58	38	38	44	38
	<b>Jahr</b>	<b>633</b>	<b>641</b>	<b>655</b>	<b>607</b>	<b>610</b>
<b>"Rheingraben"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	71	54	55	46	46
	Apr. – Juni	261	330	308	215	229
	Juli – Sept.	266	242	277	329	323
	Okt. – Dez.	63	41	41	48	41
	<b>Jahr</b>	<b>661</b>	<b>666</b>	<b>682</b>	<b>638</b>	<b>639</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	79	60	62	52	52
	Apr. – Juni	271	342	319	223	238
	Juli – Sept.	280	253	291	345	338
	Okt. – Dez.	69	45	45	52	45
	<b>Jahr</b>	<b>699</b>	<b>700</b>	<b>716</b>	<b>672</b>	<b>673</b>
<b>"Heide"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	61	46	48	40	40
	Apr. – Juni	248	314	293	205	219
	Juli – Sept.	236	215	247	292	287
	Okt. – Dez.	52	34	34	40	34
	<b>Jahr</b>	<b>597</b>	<b>609</b>	<b>622</b>	<b>577</b>	<b>580</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	68	51	53	44	44
	Apr. – Juni	254	322	300	211	225
	Juli – Sept.	248	225	258	306	300
	Okt. – Dez.	57	37	37	44	37
	<b>Jahr</b>	<b>627</b>	<b>635</b>	<b>649</b>	<b>605</b>	<b>607</b>
<b>"Alpenvorland"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	63	48	50	41	41
	Apr. – Juni	235	297	277	194	207
	Juli – Sept.	242	220	252	299	293
	Okt. – Dez.	58	37	37	44	38
	<b>Jahr</b>	<b>598</b>	<b>602</b>	<b>617</b>	<b>578</b>	<b>579</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	72	54	56	47	47
	Apr. – Juni	242	306	286	201	214
	Juli – Sept.	253	229	264	312	306
	Okt. – Dez.	63	41	41	48	41
	<b>Jahr</b>	<b>631</b>	<b>631</b>	<b>647</b>	<b>608</b>	<b>608</b>

**Tabelle 3-3: Jahreszeitliche aktuelle Evapotranspiration in mm für ausgewählte Standorte bei unterschiedlicher Nutzung. (GL = Grünland; WR = Winterraps; WW = Winterweizen; ZR = Zuckerrübe; KA = Kartoffel).**

		GL	WR	WW	ZR	KAR
<b>"Börde"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	58	44	45	40	40
	Apr. – Juni	205	241	228	185	193
	Juli – Sept.	154	141	154	197	188
	Okt. – Dez.	40	31	31	33	34
	<b>Jahr</b>	<b>457</b>	<b>458</b>	<b>459</b>	<b>456</b>	<b>456</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	65	49	50	45	45
	Apr. – Juni	206	236	225	186	193
	Juli – Sept.	137	130	141	179	168
	Okt. – Dez.	37	31	30	32	37
	<b>Jahr</b>	<b>444</b>	<b>445</b>	<b>447</b>	<b>443</b>	<b>443</b>
<b>"Rheingraben"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	70	53	55	44	44
	Apr. – Juni	233	281	270	207	218
	Juli – Sept.	194	172	189	232	223
	Okt. – Dez.	55	38	38	41	39
	<b>Jahr</b>	<b>552</b>	<b>545</b>	<b>552</b>	<b>525</b>	<b>525</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	79	60	62	50	50
	Apr. – Juni	240	288	277	214	225
	Juli – Sept.	181	165	179	218	209
	Okt. – Dez.	58	42	41	44	43
	<b>Jahr</b>	<b>558</b>	<b>554</b>	<b>560</b>	<b>525</b>	<b>527</b>
<b>"Heide"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	61	46	48	39	39
	Apr. – Juni	216	259	252	198	208
	Juli – Sept.	173	151	165	209	199
	Okt. – Dez.	49	33	33	36	33
	<b>Jahr</b>	<b>498</b>	<b>490</b>	<b>498</b>	<b>483</b>	<b>479</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	68	51	53	44	44
	Apr. – Juni	220	263	256	201	211
	Juli – Sept.	147	135	145	178	168
	Okt. – Dez.	47	34	34	35	36
	<b>Jahr</b>	<b>482</b>	<b>484</b>	<b>488</b>	<b>458</b>	<b>459</b>
<b>"Alpenvorland"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	63	48	50	41	41
	Apr. – Juni	228	281	265	193	205
	Juli – Sept.	215	190	214	265	257
	Okt. – Dez.	54	36	36	41	37
	<b>Jahr</b>	<b>559</b>	<b>555</b>	<b>565</b>	<b>539</b>	<b>539</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	71	54	55	46	46
	Apr. – Juni	224	274	261	196	207
	Juli – Sept.	190	172	192	245	236
	Okt. – Dez.	51	37	37	41	40
	<b>Jahr</b>	<b>537</b>	<b>536</b>	<b>545</b>	<b>528</b>	<b>529</b>

### 3.2.2 Sickerwasserrate

Die Sickerwasserrate ist von besonderer Bedeutung für die potentielle Sulfatauswaschung, da erhöhte Sickerwasserraten mit der verstärkten Sulfatauswaschung in direkter Beziehung stehen. Wie aus der Berechnung der Bodenwassergehalte ersichtlich ist, versickert Bodenwasser aus der effektiven Durchwurzelungstiefe hauptsächlich während der Winter- und Frühlingsmonate, zu einem Zeitpunkt, an dem die Bodenwassergehalte oberhalb der Feldkapazität liegen. Abbildung 3-11 zeigt die Monatssummen der Sickerwassermengen für die ausgewählten Standorte unter Grünlandnutzung. Geringste Sickerwasserraten ergeben sich beim Standort „Börde“ (monatlich weniger als 5 mm bei Grasbewuchs). Bei dem Zukunftsszenario nimmt die Sickerwasserrate in allen Standorten während der Wintermonate zu. Dieses ist besonders beim Standort „Rheingraben“ und weniger am Standort „Börde“ der Fall. Die erhöhten Sickerwasserraten sind ausschließlich auf die erhöhten Niederschläge während des Winterhalbjahres zurückzuführen.



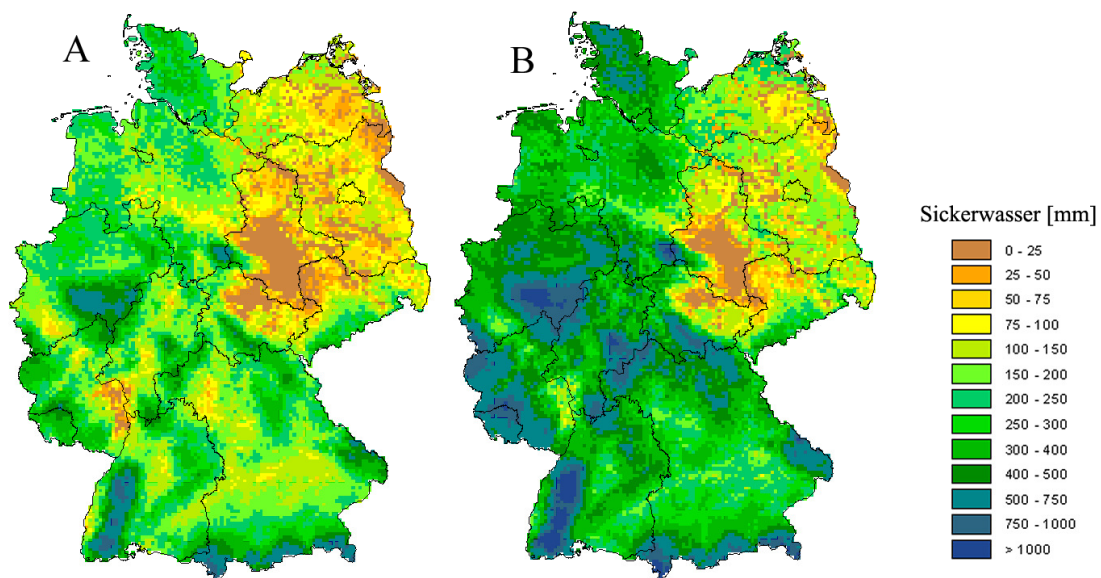
**Abbildung 3-11: Monatliche Sickerwasserrate aus der effektiven Durchwurzelungstiefe unter Grasbewuchs für ausgewählte Standorte.**

Bei Betrachtung der verschiedenen Kulturen fallen sowohl beim aktuellen als auch beim Zukunftsszenario nur geringe Unterschiede in Bezug auf die Sickerwasserhöhen auf. Generell weisen die Sommerkulturen, Zuckerrübe und Kartoffel höhere Sickerwasserraten im Vergleich zu den Winterkulturen auf (Tabelle 3-4). Unter Grünland finden die jährlich geringsten Raten statt.

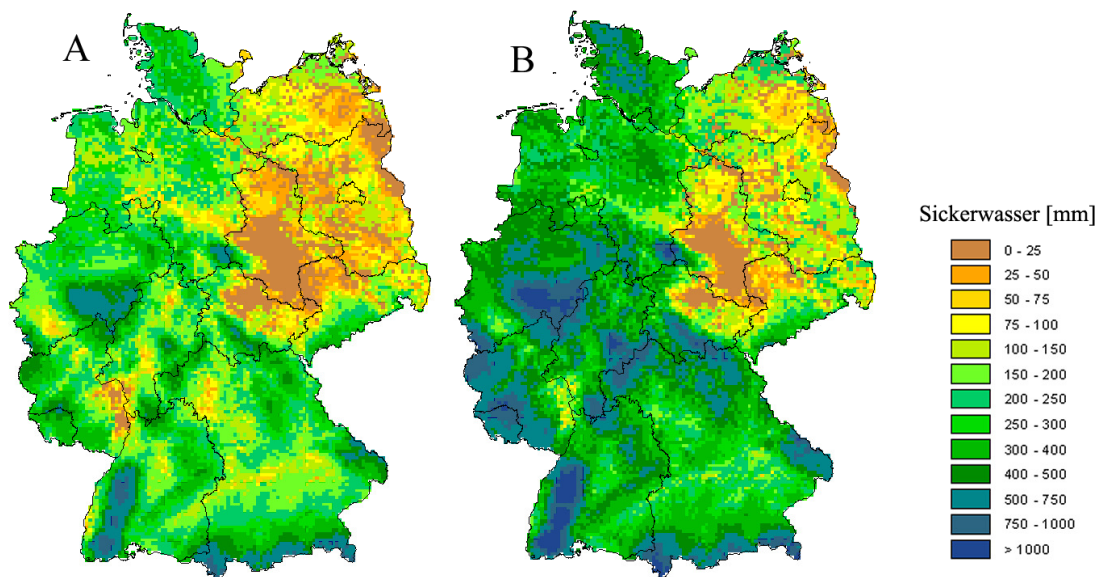
**Tabelle 3-4: Jahreszeitliche Sickerwasserrate in mm aus der effektiven Durchwurzelungstiefe für ausgewählte Standorte bei unterschiedlicher Nutzung. (GL = Grünland; WR = Winterraps; WW = Winterweizen; ZR = Zuckerrübe; KA = Kartoffel).**

		GL	WR	WW	ZR	KAR
<b>"Börde"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	3	3	3	3	4
	Apr. – Juni	0	1	0	2	1
	Juli – Sept.	0	0	0	0	0
	Okt. – Dez.	0	0	0	0	0
	<b>Jahr</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>5</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	3	3	2	3	3
	Apr. – Juni	1	1	0	1	1
	Juli – Sept.	0	0	0	0	0
	Okt. – Dez.	0	0	0	0	0
	<b>Jahr</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>4</b>
<b>"Rheingraben"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	83	93	90	93	95
	Apr. – Juni	19	13	16	52	45
	Juli – Sept.	2	0	1	1	1
	Okt. – Dez.	53	58	50	36	42
	<b>Jahr</b>	<b>157</b>	<b>164</b>	<b>157</b>	<b>182</b>	<b>183</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	176	190	189	194	194
	Apr. – Juni	18	13	16	52	45
	Juli – Sept.	1	0	0	0	0
	Okt. – Dez.	165	161	153	141	146
	<b>Jahr</b>	<b>360</b>	<b>364</b>	<b>358</b>	<b>388</b>	<b>386</b>
<b>"Heide"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	100	111	109	112	113
	Apr. – Juni	12	11	11	37	33
	Juli – Sept.	5	3	1	1	1
	Okt. – Dez.	78	79	74	59	66
	<b>Jahr</b>	<b>195</b>	<b>203</b>	<b>195</b>	<b>209</b>	<b>212</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	193	206	205	209	208
	Apr. – Juni	19	18	19	48	43
	Juli – Sept.	1	0	0	0	0
	Okt. – Dez.	122	109	105	97	101
	<b>Jahr</b>	<b>335</b>	<b>333</b>	<b>329</b>	<b>354</b>	<b>353</b>
<b>"Alpenvorland"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	63	71	67	67	69
	Apr. – Juni	17	9	13	47	41
	Juli – Sept.	7	4	2	1	1
	Okt. – Dez.	36	43	36	25	30
	<b>Jahr</b>	<b>123</b>	<b>127</b>	<b>118</b>	<b>141</b>	<b>141</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	130	133	128	131	132
	Apr. – Juni	1	2	2	15	12
	Juli – Sept.	0	0	0	0	0
	Okt. – Dez.	32	29	25	21	23
	<b>Jahr</b>	<b>164</b>	<b>165</b>	<b>155</b>	<b>167</b>	<b>167</b>

In Bezug auf die Sickerwasserraten ergibt sich für Deutschland ein sehr heterogenes Bild. Die geringsten Sickerwasserraten befinden sich im nordöstlichen Tiefland und südöstlichen Hügelland. Sehr hohe Sickerwasserraten sind in Naturräumen mit orographischen Niederschlägen zu finden. So weisen die Alpen, das Erzgebirge und das Alpenvorland die höchsten Raten auf. Abbildung 3-12 zeigt die räumliche Verteilung der jährlichen Sickerwasserraten für Grünland und Abbildung 3-13 für Winterweizen.



**Abbildung 3-12: Sickerwasserrate des Winterhalbjahres für Grünland für das aktuelle (A) und zukünftige Szenario (B).**



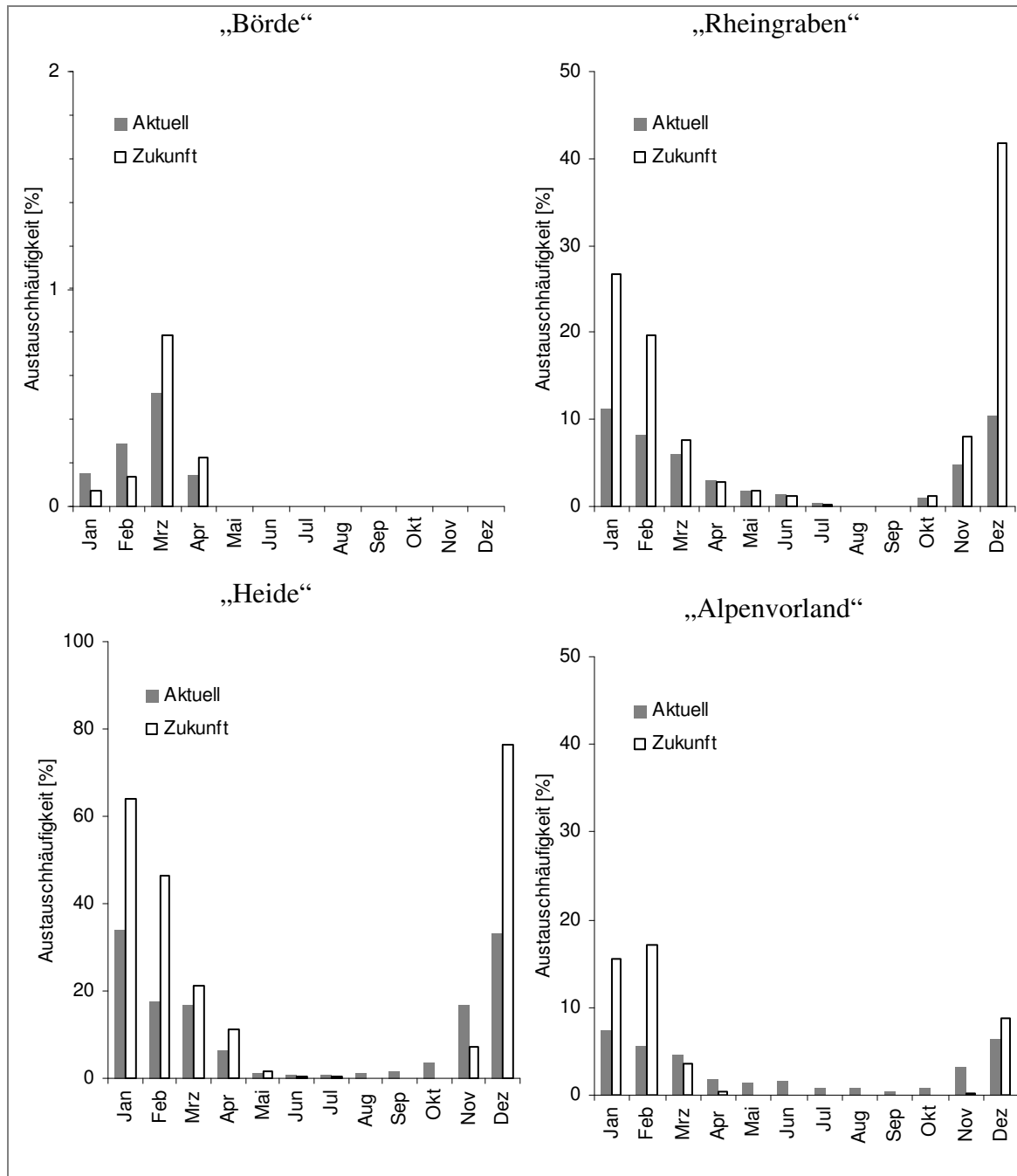
**Abbildung 3-13: Sickerwasserrate des Winterhalbjahres für Winterweizen für das aktuelle (A) und zukünftige Szenario (B).**



### **3.2.3 Austauschhäufigkeit des Bodenwassers**

Die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bestimmt die Auswaschung des im Bodenwasser gelösten Sulfats. Sie ist abhängig von der Sickerwasserrate des Winterhalbjahres und der Feldkapazität. Besonders deutlich wird der Einfluss der Feldkapazität am Standort „Heide“, der zwar ähnliche Sickerwasserhöhen wie die Standorte „Alpenvorland“ und „Rheingraben“ aufweist jedoch auf Grund der niedrigen Feldkapazität die höchsten Werte des Sulfatauswaschungsrisikos erreicht (Abbildung 3-14, Tabelle 3-5).

Zukünftig wird neben der Sickerwasserrate auch die Austauschhäufigkeit des Bodenwassers zunehmen. Erhöhte Austauschhäufigkeiten des Bodenwassers sind dementsprechend besonders von Dezember bis Februar zu erwarten.



**Abbildung 3-14: Monatliche Austauschhäufigkeit des Bodenwasser unter Grasbewuchs für ausgewählte Standorte.**

**Tabelle 3-5: Jahreszeitliche Austauschhäufigkeit des Bodenwassers der effektiven Durchwurzelungstiefe für ausgewählte Standorte bei unterschiedlicher Nutzung [%]. (GL = Grünland; WR = Winterraps; WW = Winterweizen; ZR = Zuckerrübe; KA = Kartoffel).**

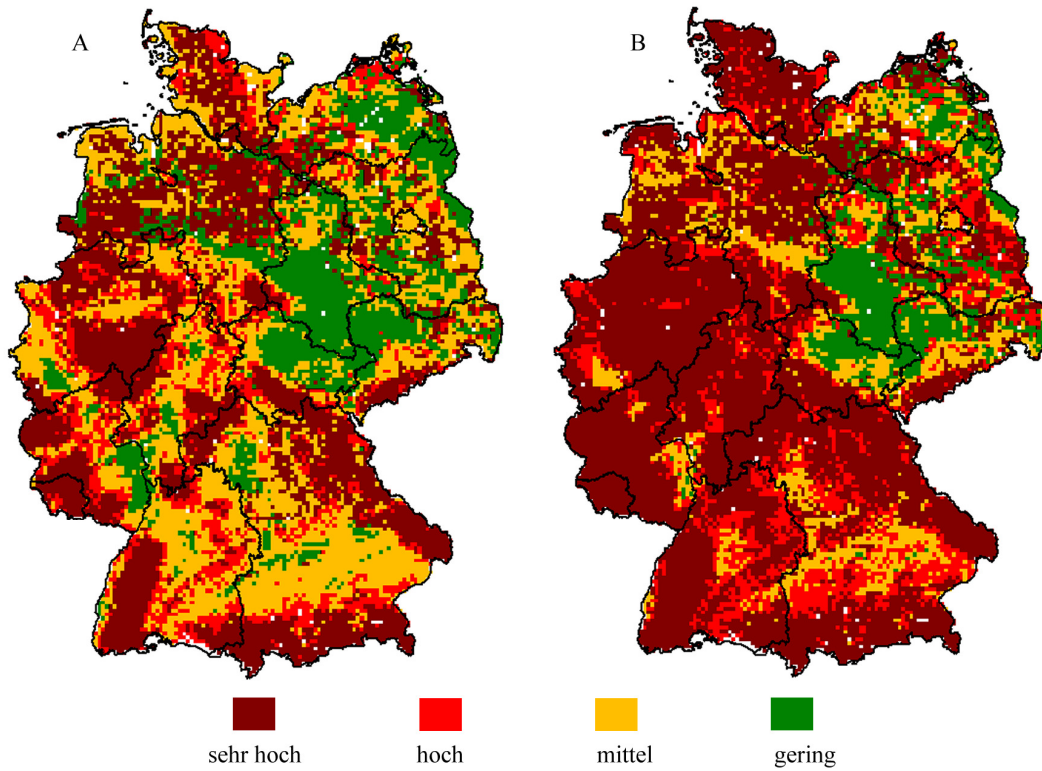
		Gras	WR	WW	ZR	KAR
<b>"Börde"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	1,0	0,8	0,7	0,8	0,9
	Apr. – Juni	0,1	0,1	0,1	0,5	0,4
	Juli – Sept.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Okt. – Dez.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	<b>Jahr</b>	<b>1,1</b>	<b>1,0</b>	<b>0,7</b>	<b>1,3</b>	<b>1,3</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	1,0	0,7	0,5	0,7	0,7
	Apr. – Juni	0,2	0,2	0,1	0,3	0,3
	Juli – Sept.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Okt. – Dez.	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	<b>Jahr</b>	<b>1,2</b>	<b>0,9</b>	<b>0,6</b>	<b>1,0</b>	<b>1,0</b>
<b>"Rheingraben"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	25,7	23,1	22,5	23,2	23,6
	Apr. – Juni	5,8	3,2	4,0	12,9	11,2
	Juli – Sept.	0,5	0,1	0,1	0,2	0,2
	Okt. – Dez.	16,5	14,3	12,4	9,0	10,5
	<b>Jahr</b>	<b>48,5</b>	<b>40,8</b>	<b>39,0</b>	<b>45,3</b>	<b>45,4</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	54,2	47,3	47,1	48,1	48,1
	Apr. – Juni	5,7	3,2	4,0	13,0	11,2
	Juli – Sept.	0,2	0,0	0,0	0,1	0,1
	Okt. – Dez.	51,0	39,9	38,0	35,2	36,4
	<b>Jahr</b>	<b>111,1</b>	<b>90,4</b>	<b>89,1</b>	<b>96,5</b>	<b>95,9</b>
<b>"Heide"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	68,7	57,3	56,6	58,2	58,4
	Apr. – Juni	8,0	5,5	5,9	19,4	17,0
	Juli – Sept.	3,6	1,4	0,4	0,4	0,3
	Okt. – Dez.	53,3	41,1	38,2	30,3	34,2
	<b>Jahr</b>	<b>133,7</b>	<b>105,3</b>	<b>101,2</b>	<b>108,3</b>	<b>110,0</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	132,5	106,6	106,0	108,0	107,9
	Apr. – Juni	13,0	9,3	10,0	24,7	22,5
	Juli – Sept.	0,4	0,0	0,0	0,2	0,2
	Okt. – Dez.	83,8	56,5	54,4		52,1
	<b>Jahr</b>	<b>229,7</b>	<b>172,4</b>	<b>170,4</b>	<b>132,9</b>	<b>182,7</b>
<b>"Alpenvorland"</b>						
Aktuelles Klima	Jan. – März	17,6	16,4	15,4	15,4	15,9
	Apr. – Juni	4,8	2,1	2,9	10,8	9,4
	Juli – Sept.	1,9	0,9	0,4	0,3	0,3
	Okt. – Dez.	10,1	9,9	8,4	5,8	6,9
	<b>Jahr</b>	<b>34,4</b>	<b>29,3</b>	<b>27,0</b>	<b>32,3</b>	<b>32,5</b>
zukünftiges Klima	Jan. – März	36,4	30,6	29,4	30,2	30,3
	Apr. – Juni	0,4	0,6	0,5	3,4	2,7
	Juli – Sept.	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
	Okt. – Dez.	9,0	6,7	5,7	4,8	5,3
	<b>Jahr</b>	<b>45,8</b>	<b>37,9</b>	<b>35,6</b>	<b>38,5</b>	<b>38,3</b>

Eine Einteilung in die von der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2000) beschriebenen vier Klassen von geringer bis sehr hoher Auswaschungsgefährdung ermöglicht die einfache Standorteinschätzung (Abbildung 3-15 und Abbildung 3-16). Für Deutschland ergibt sich für das dreißigjährige Mittel im Durchschnitt eine moderate Gefährdung, wobei deutliche regionale Trends festzustellen sind.

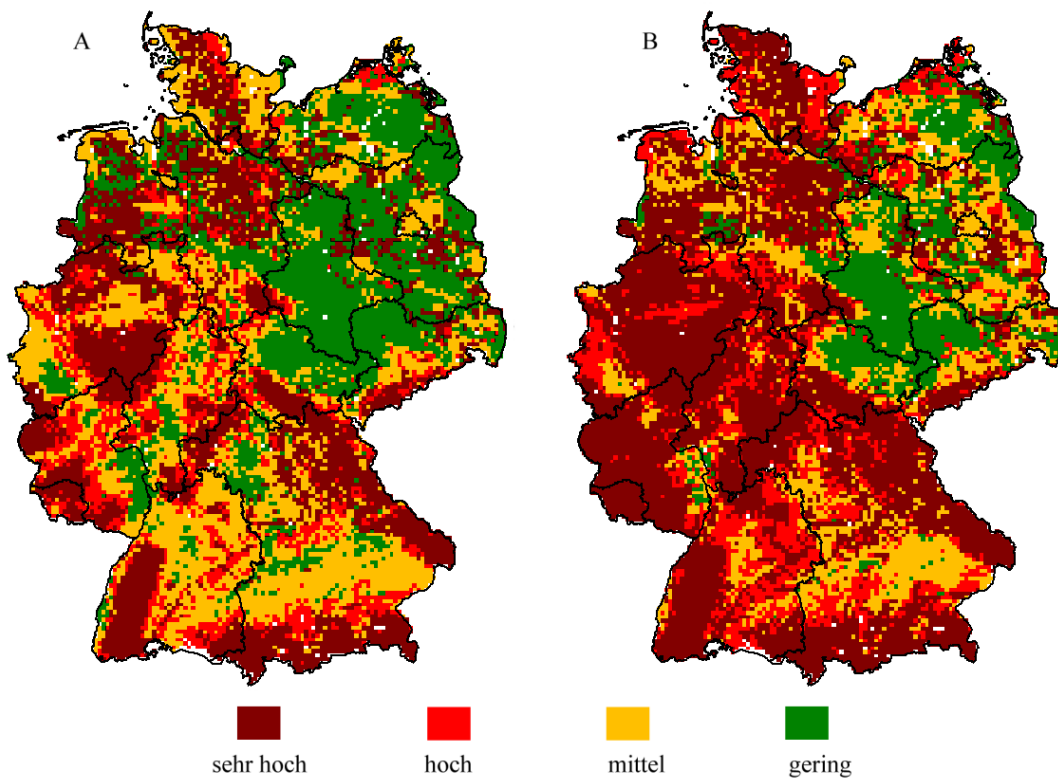
Die am geringsten gefährdeten Bereiche sind in Gebieten mit geringen Winterhalbjahresniederschlägen bei gleichzeitigem Vorkommen von Böden mit hoher Wasserspeicherkapazität zu finden. Solche Standorte sind hauptsächlich die Bördegebiete, die generell als „gute“ und „fruchtbare“ Böden angesehen werden. Ebenso finden sich ausgedehnte Standorte mit geringem Auswaschungsrisiko in Teilen Frankens und dem Nordosten des Nordostdeutschen Tieflands.

Stark und sehr stark von der Sulfatauswaschung gefährdete Regionen sind zum einen an Standorten mit hohen Winterniederschlägen und zum anderen an Standorten mit Böden geringer Feldkapazität zu finden. Beispiele für Standorte mit hoher Sulfatauswaschungsgefährdung sind solche, die im Allgemeinen als „unfruchtbar“ gelten, so z. B. die Böden der Lüneburger Heide oder die Sandergebiete in Schleswig Holstein. Hier ist eine erhöhte Sulfatauswaschungsgefährdung schon allein auf das geringe Wasserspeichervermögen der Böden zurückzuführen.

Unter dem Einfluss der Klimaänderung steigt die Sulfatauswaschungsgefährdung sichtbar an (Abbildung 3-15 und Abbildung 3-16). Lediglich die Böden der Börden und vereinzelte Gebiete im Oberrheinischen Tiefland weisen weiterhin eine geringe Gefährdung auf. Der größte Anteil der Fläche Deutschlands hingegen fällt unter dem Zukunftsszenario in die Klasse der als stark und sehr stark auswaschungsgefährdeten Bereiche (Abbildung 3-15 und Abbildung 3-16).

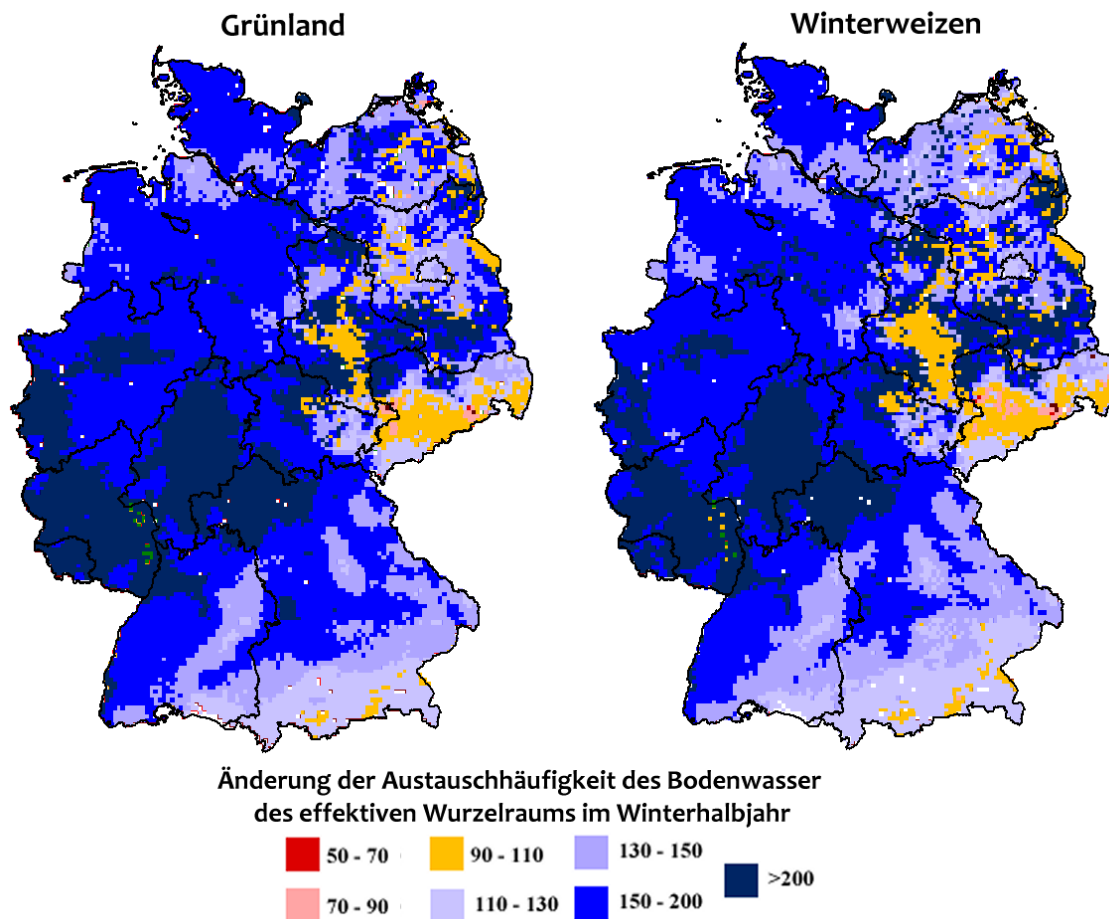


**Abbildung 3-15: Potentielle Sulfatauswaschungsgefährdung für Grünland für das aktuelle (A) und zukünftige Szenario (B) nach der Methode der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2000).**



**Abbildung 3-16: Potentielle Sulfatauswaschungsgefährdung für Winterweizen für das aktuelle (A) und zukünftige Szenario (B) nach der Methode der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2000).**

Für Gesamtdeutschland ergibt sich im Mittel eine Zunahme der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers im Winterhalbjahr um etwa 90 %. Es kann somit generell von einer erhöhten potentiellen Sulfatauswaschung des Winterhalbjahres ausgegangen werden. Die stärksten Zunahmen sind in den Zonen mit starker Zunahme der Winterhalbjahresniederschläge zu finden (z. B. Hessen, Rheinland-Pfalz). In weiten Teilen Sachsens und Sachsen-Anhalts sind hingegen nur geringe oder keine Zunahmen des Sulfatauswaschungsrisikos zu verzeichnen (Abbildung 3-17). In den Böden der Börde führen erhöhte Winterniederschläge zu einer Erhöhung des Bodenwassergehaltes aber nicht zwangsläufig zu erhöhten Sickerwasserraten, da die Feldkapazität in einigen Gebieten nicht überschritten wird.

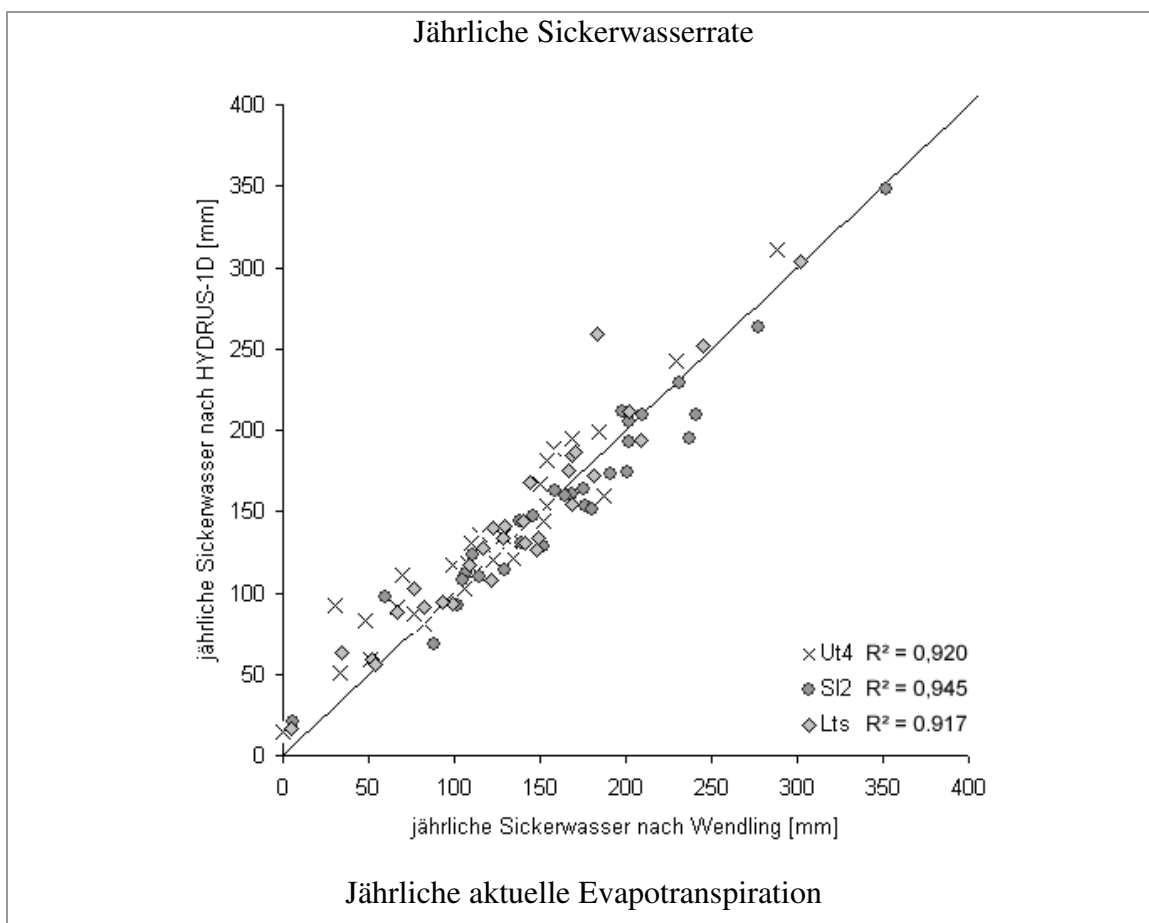


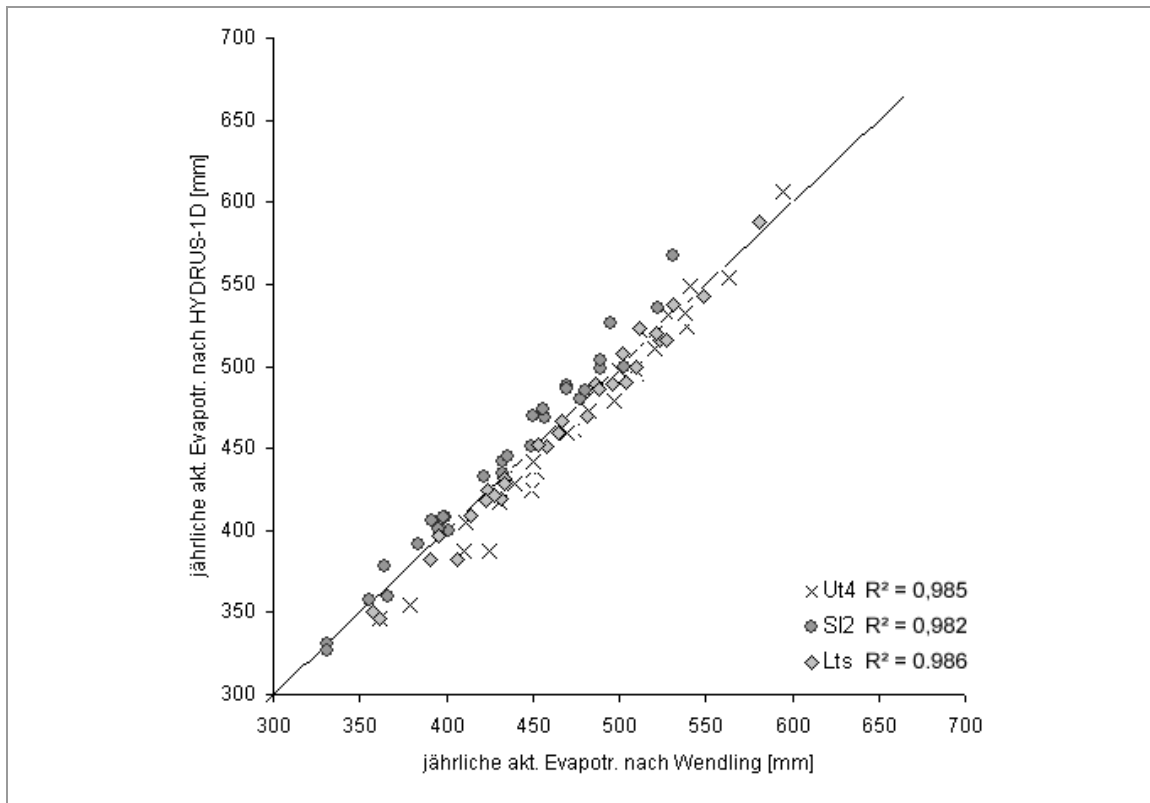
**Abbildung 3-17: Räumliche Änderung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers im Winterhalbjahr zwischen dem aktuellen Klima und dem zukünftigen Klimaszenario.**

### 3.2.4 Validierung des Bodenwasserhaushaltsmodells

Das verwendete Bodenwasserhaushaltsmodell nach WENDLING (DVWK, 1996) folgt einem einfachen Ansatz. Um die Güte der Modellierung einschätzen zu können, wurde der Ansatz mit einem bodenphysikalischen Modell verglichen und auf Signifikanzen untersucht.

Die Validierung zeigt, dass sowohl der Kapazitätsansatz nach WENDLING (DVWK, 1996) als auch der bodenphysikalische Ansatz des Modells HYDRUS 1D sehr ähnliche Ergebnisse in Hinblick auf die Wasserflüsse (Evapotranspiration und Sickerwasserrate) aufweisen. Für den betrachteten Zeitraum der Jahre 1971 - 2000 besteht kein signifikanter Unterschied hinsichtlich der jährlichen Sickerwasserrate (p-Wert des Turkey Tests: Slt = 0,665; SI2; 0,676; Ut4 = 0,384) und es besteht eine hohe lineare Korrelation der Modellergebnisse ( $R^2 = 0,92 - 0,94$ ).

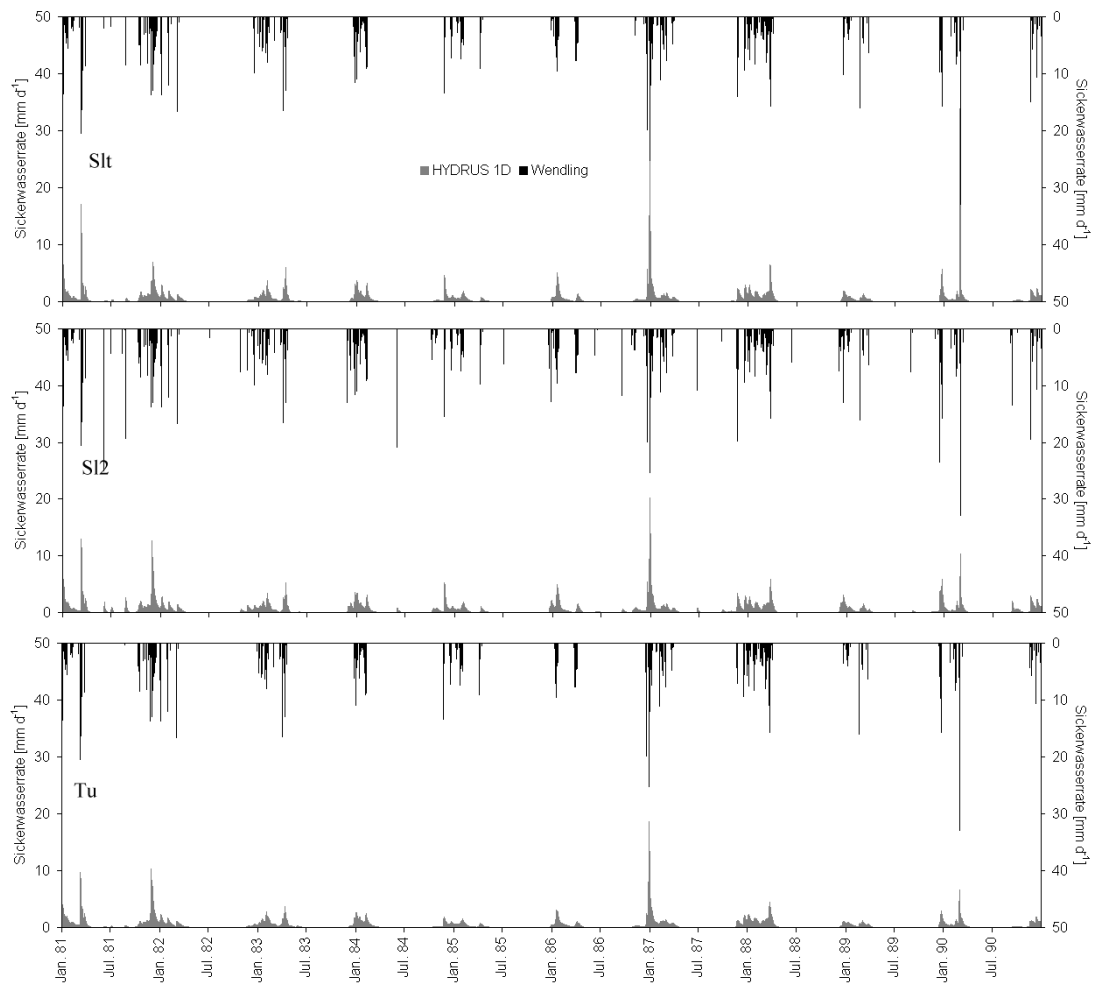




**Abbildung 3-18: Vergleich der Modellierung der jährlichen Sickerwasserrate. Die Linie entspricht einer 100 % Übereinstimmung beider Modelle (Datensatz 1971-2000).**

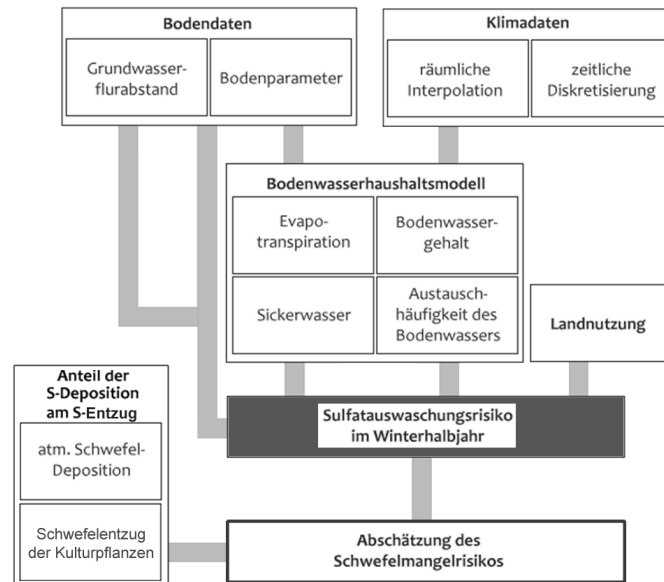
Aufgrund der unterschiedlichen Ansätze der Modelle bestehen Unterschiede bei der Berechnung der täglichen Sickerwasserraten. Während das Modell nach WENDLING (DVWK, 1996) Bodenwasser oberhalb der Feldkapazität aus der effektiven Durchwurzelungstiefe versickern lässt, erfolgt nach dem Modell HYDRUS 1D die Versickerung zeitverzögert und in Abhängigkeit der hydraulischen Leitfähigkeit des Bodens (Abbildung 3-19). Die Betrachtung der täglichen Werte spielt bei der Erstellung des Schwefelmangelrisikos allerdings eine untergeordnete Rolle. Wichtiger ist, dass beide Modellansätze keine deutlichen Signifikanzen hinsichtlich der absoluten Sickerwasserraten aufweisen. Doch nähern sich, wie beschrieben, die Modellergebnisse mit größerer zeitlicher Auflösung (Tag > Woche > Monat > Halbjahr > Jahr) an. Für die Modellierung des Wasserhaushaltes auf räumlicher Basis und der Ausweisung des Sulfatauswaschungsrisikos bedeutet die hohe Übereinstimmung der Modellergebnisse, dass der verwendete Ansatz von WENDLING (DVWK, 1996) eine geeignete Möglichkeit darstellt, die Sickerwasserrate und somit das potentielle Sulfatauswaschungsrisiko zeitlich und räumlich zu kartieren.





**Abbildung 3-19: Modellvergleich der täglich aufgelösten Sickerwasserraten (Datensatz 1981-1990).**

### 3.3 Sulfatauswaschungsrisiko



**Abbildung 3-20: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Potentielles Sulfatauswaschungsrisiko.**

Das Sulfatauswaschungsrisikos eines Standortes entspricht der Klassifizierung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE, 2000) unter der Berücksichtigung der stark grundwasserbeeinflussten Böden und der Standorte mit minimaler Sickerwasserrate („sehr gering“ gefährdete Standorte).

Es zeigt sich, dass ein Drittel der landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland mit starkem oder sehr starkem, ein Drittel mit moderatem und ein Drittel mit sehr geringem oder geringem Sulfatauswaschungsrisiko eingestuft werden kann (Tabelle 3-6). Die kulturartenspezifischen Unterschiede sind gering.

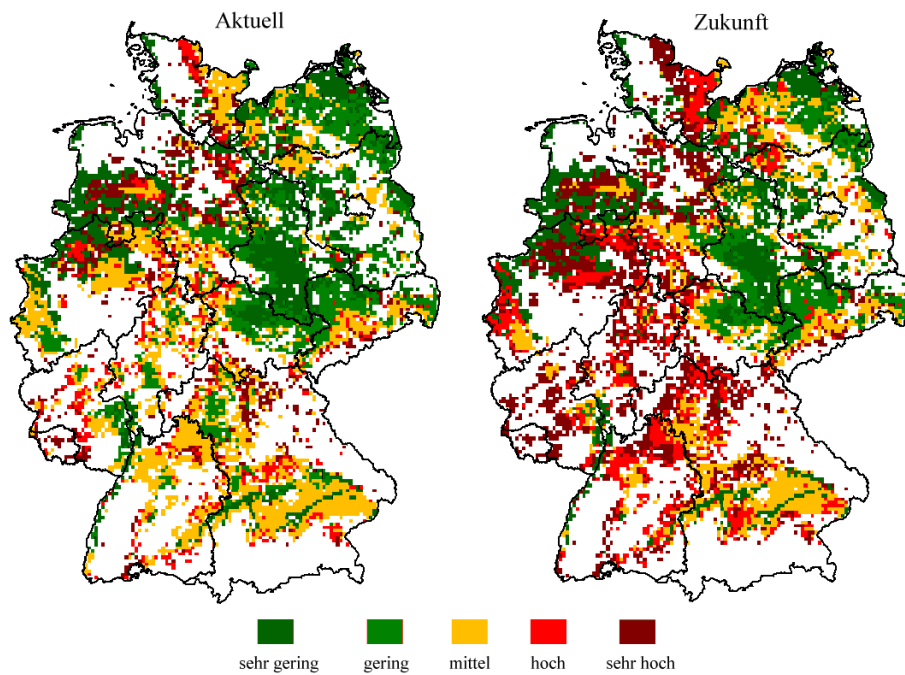
**Tabelle 3-6: Anteil der Klassen des Sulfatauswaschungsrisikos am Ackerland bzw. Grünland (in Prozent der gesamten Nutzfläche).**

		sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
Gras						
	Akt	35,9	0,3	8,3	7,3	48,2
	A1B	35,8	0,1	1,6	6,1	56,3
	Diff [%]	-0,2	-60,0	-80,2	-17,0	16,8
Winterweizen						
	Akt	26,6	19,9	32,6	9,1	11,8
	A1B	24,4	10,7	22,1	15,8	27,0
	Diff [%]	-8,2	-46,2	-32,3	74,8	128,2
Winterraps						
	Akt	25,8	17,7	34,5	9,6	12,4
	A1B	24,0	10,5	21,1	16,3	28,0
	Diff [%]	-6,8	-40,4	-38,9	69,3	126,5
Kartoffel						
	Akt	25,8	21,5	33,0	8,4	11,2
	A1B	24,1	11,3	22,7	15,8	26,2
	Diff [%]	-6,6	-47,7	-31,3	87,5	132,7
Zuckerrübe						
	Akt	26,0	23,2	32,0	8,0	10,7
	A1B	24,1	11,4	22,9	15,8	25,7
	Diff [%]	-7,3	-50,8	-28,4	97,9	139,5

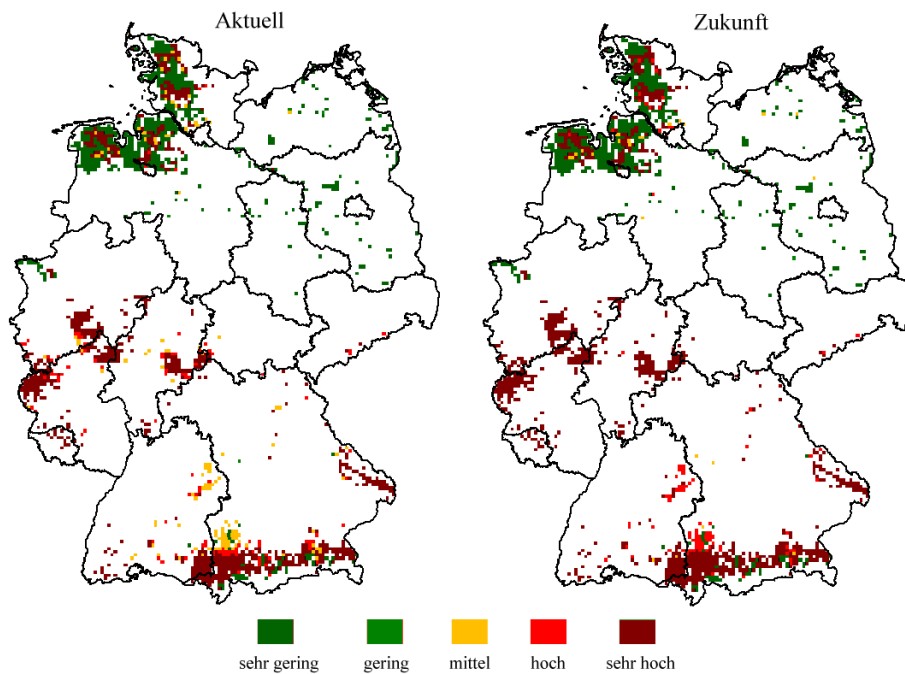
Durch die verstärkte Austauschhäufigkeit des Bodenwassers ergibt sich für das Zukunftsszenario eine erhöhte potentielle Sulfatauswaschung für Acker- und Grünlandstandorte (Abbildung 3-21 und Abbildung 3-22). Für die gesamten ackerbaulichen Flächen Deutschlands ergibt sich eine Abnahme der potentiell „gering“ gefährdeten Klasse um 40 – 51 % (Winterraps; bzw. Zuckerrübe) und der „moderat“ gefährdeten Klasse um etwa 30 %, die „sehr gering“ gefährdeten Bereiche bleiben weitestgehend erhalten, da von einem konstanten Grundwasserstand ausgegangen wird. Die stärker gefährdeten Bereiche Deutschlands nehmen hingegen zu und erreichen für die Klasse des „hohen“ potentiellen Sulfatauswaschungsrisikos (Winterraps; bzw. Zuckerrübe). Die „sehr stark“ gefährdete Klasse steigt um etwa 130 % an.

Für Grünland sind ähnliche Werte zu erkennen (Abbildung 3-22), doch ergibt sich aufgrund der Grünlandverteilung ein deutlich unterschiedliches räumliches Muster des Risikos, da insbesondere Standorte mit Grundwasserbeeinflussung (Flussauen, Marsche) oder montane Gebiete (z. B. die deutschen Alpengebiete) als Grünlandstandorte genutzt werden. Dementsprechend fallen die Grünlandstandorte zum einen in die Klasse der sehr gering gefährdeten Standorte und zum anderen in die Klasse

der sehr hoch gefährdeten Standorte.

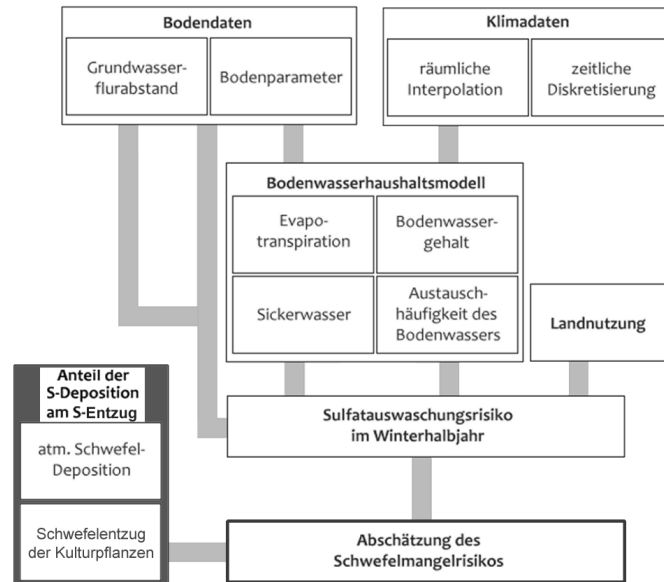


**Abbildung 3-21: Sulfatauswaschungsrisiko für die landwirtschaftliche Nutzfläche auf Basis der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers bei dem Anbau von Winterweizen.**



**Abbildung 3-22: Sulfatauswaschungsrisiko für Grünland auf Basis der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers.**

### 3.4 Anteil der atmosphärischen Schwefeldeposition am Schwefelentzug



**Abbildung 3-23: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Anteil der atmosphärischen Schwefeldeposition.**

Der Anteil der atmosphärischen Schwefeldeposition am Schwefelentzug weist für die untersuchten Kulturpflanzen ähnliche Muster auf (Abbildung 3-24). Unterschiede bestehen aber bezüglich des Ertragsniveaus der Kulturpflanzen und deren Schwefelentzügen. Für Grünland konnte die Berechnung des Anteils der atmosphärischen Deposition am Schwefelentzug nicht berechnet werden, da Ertragsdaten für Grünlandflächen nicht flächendeckend vorliegen.

#### Winterraps

Der Anteil der atmosphärischen Schwefeldeposition an dem Schwefelentzug von Winterraps beträgt im bundesweiten Mittel etwa 15 %. Aufgrund der erhöhten Depositionsraten in der Nähe des Ruhrgebiets erreichen die Werte dort bis zu 50 %, in ländlich geprägten Kreisen ohne Industrie kann der Anteil der atmosphärischen Schwefeldeposition am Entzug jedoch vernachlässigt werden. Die Hauptanbaubereiche von Winterraps, z. B. im Osten Schleswig-Holsteins, befinden sich zumeist in diesen ländlich geprägten Landkreisen ohne Industrie (Abbildung 3-24). Winterraps hat von

den untersuchten Kulturen den höchsten Schwefelentzug und kann somit im Mittel den geringsten Anteil des Schwefelentzugs durch atmosphärische Deposition decken.

### **Winterweizen**

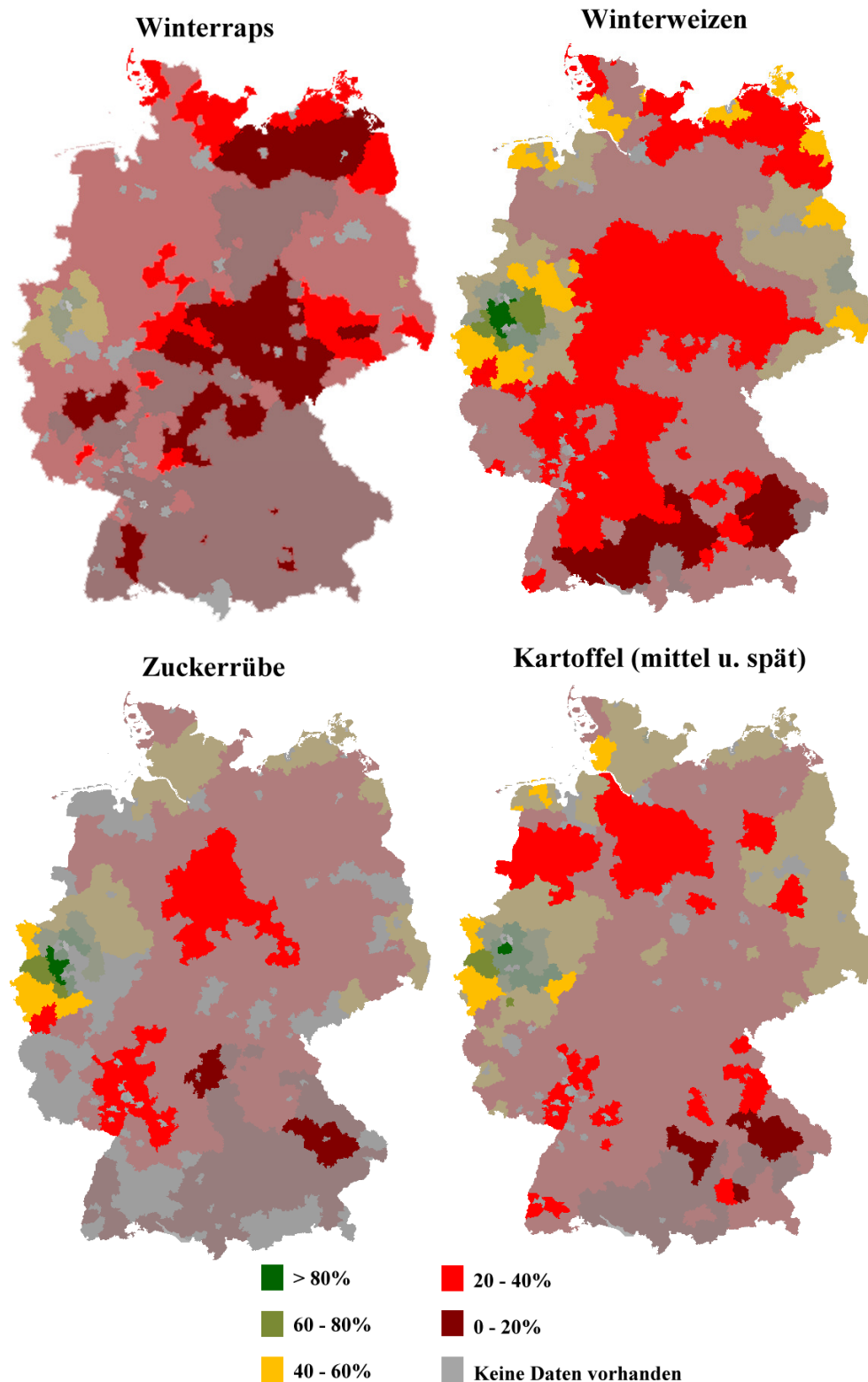
Für Winterweizen entspricht der Anteil der jährlichen Deposition im Mittel zwischen 20 – 40 % des Entzugs (Abbildung 3-24). Lediglich in industriefernen Gebieten Bayerns wird der Wert von 20 % unterschritten. Verglichen mit Winterraps ist der Einfluss der atmosphärischen Schwefeldeposition somit höher gewichtet und erreicht in Kreisen im Ruhrgebiet Werte von über 80 %.

### **Kartoffel und Zuckerrübe**

Für die Kulturen Kartoffel und Zuckerrübe beträgt der Anteil des atmosphärischen Schwefeleintrags am Schwefelentzug 20 – 40 %. In Kreisen von Bayern und Baden-Württemberg wird dieser Wert aufgrund niedriger Depositionswerte und erhöhter Erträge unterschritten, wohingegen in der Nähe von Industrie- und Ballungszentren und in Teilen Schleswig-Holsteins die Werte des Mittels überschritten werden. In den Hauptanbaugebieten der beiden Kulturpflanzen finden sich, gemessen am Entzug, geringe Schwefeldeposition.

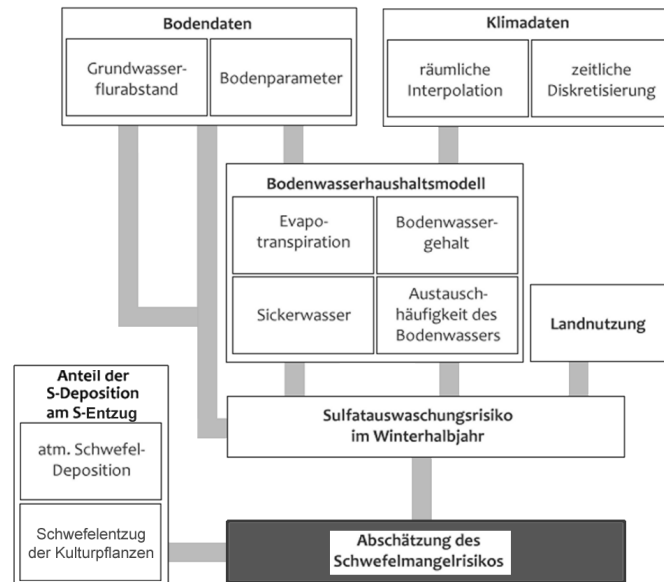
### **Grünland**

Für Grünland kann keine Darstellung des Anteils des atmosphärischen Schwefeleintrags am Schwefelentzug dargestellt werden, da räumliche Informationen über den Ertrag der Grünlandstandorte nicht dokumentiert sind. In Analogie zu den vorhergehenden genannten Kulturpflanzen (Winterweizen, Kartoffel und Zuckerrübe) kann aber von einem mittleren Anteil der atmosphärischen Deposition von 20 – 40 % des Entzugs ausgegangen werden.



**Abbildung 3-24:** Anteil der jährlichen Schwefeldepositionen am Schwefelentzug ausgewählter Kulturarten. (Auf Basis der Daten von GAUGER *et al.* (2007) und den STATISTISCHEN ÄMTERN DES BUNDES UND DER LÄNDER, 2007). Hervorgehoben sind die Hauptanbauggebiete der jeweiligen Kulturpflanzen (abgeleitet aus den Daten der STATISTISCHEN ÄMTERN DES BUNDES UND DER LÄNDER, 2007).

### 3.5 Ausweisung des Schwefelmangelrisikos



**Abbildung 3-25: Modellschema für die Berechnung des Schwefelmangelrisikos: Ausweisung des Schwefelmangelrisikos.**

Für die Gesamtbetrachtung des Schwefelmangelrisikos wurden neben der Austauschhäufigkeit und der Grundwasserbeeinflussung der Anteil der Schwefeldeposition und der Schwefelentzug der Kulturpflanze berücksichtigt. Die atmosphärische Deposition ist bei grundwasserfernen Standorten neben den punktuellen Düngemittelzufuhren die größte Schwefelquelle für Agrarökosysteme.

Bei dem aktuellen Klima und den aktuellen Schwefeldepositionen zeigt sich, dass Kreise mit hohem Schwefelmangelrisiko und geringer Deposition in Bereichen Norddeutschlands besonders in der Geest und in Ost-Schleswig-Holstein auf Ackerflächen zu finden sind. In Mittel- und Süddeutschland sind die Ackerstandorte im Durchschnitt moderat gefährdet, wobei besonders in Süd- und Südostbayern niedrige Werte der atmosphärischen Deposition zu einem geringen atmosphärischem Schwefeleintrag führen. Die Gebiete rund um das Ruhrgebiet profitieren von hohen Schwefeleinträgen aus der Atmosphäre, wohingegen die Kreise der Norddeutschen



Marschgebiete und Bereiche Nordwestdeutschlands von dem geringen Grundwasserflurabstand profitieren.

Bei dem Vergleich der unterschiedlichen Kulturpflanzen ist die höchste Gefährdung für Winterraps zu sehen (Abbildung 3-26), wobei die potentielle Mangelgefährdung über Winterweizen (Abbildung 3-27), Kartoffel (Abbildung 3-28) bis hin zur Zuckerrübe (Abbildung 3-29) abnimmt.

Für das zukünftige Klima wird von einem gleichbleibenden Ertragsniveau bei konstanter atmosphärischer Deposition ausgegangen, dementsprechend führt einzig die sich ändernde potentielle Sulfatauswaschung des Winterhalbjahres zu einer sich ändernden Einstufung des Schwefelmangelrisikos. Dabei zeigt sich eine Tendenz für eine zunehmende Gefährdung in weiten Teilen Deutschlands, mit der höchsten Zunahme des Schwefelmangelrisikos in Mitteldeutschland.

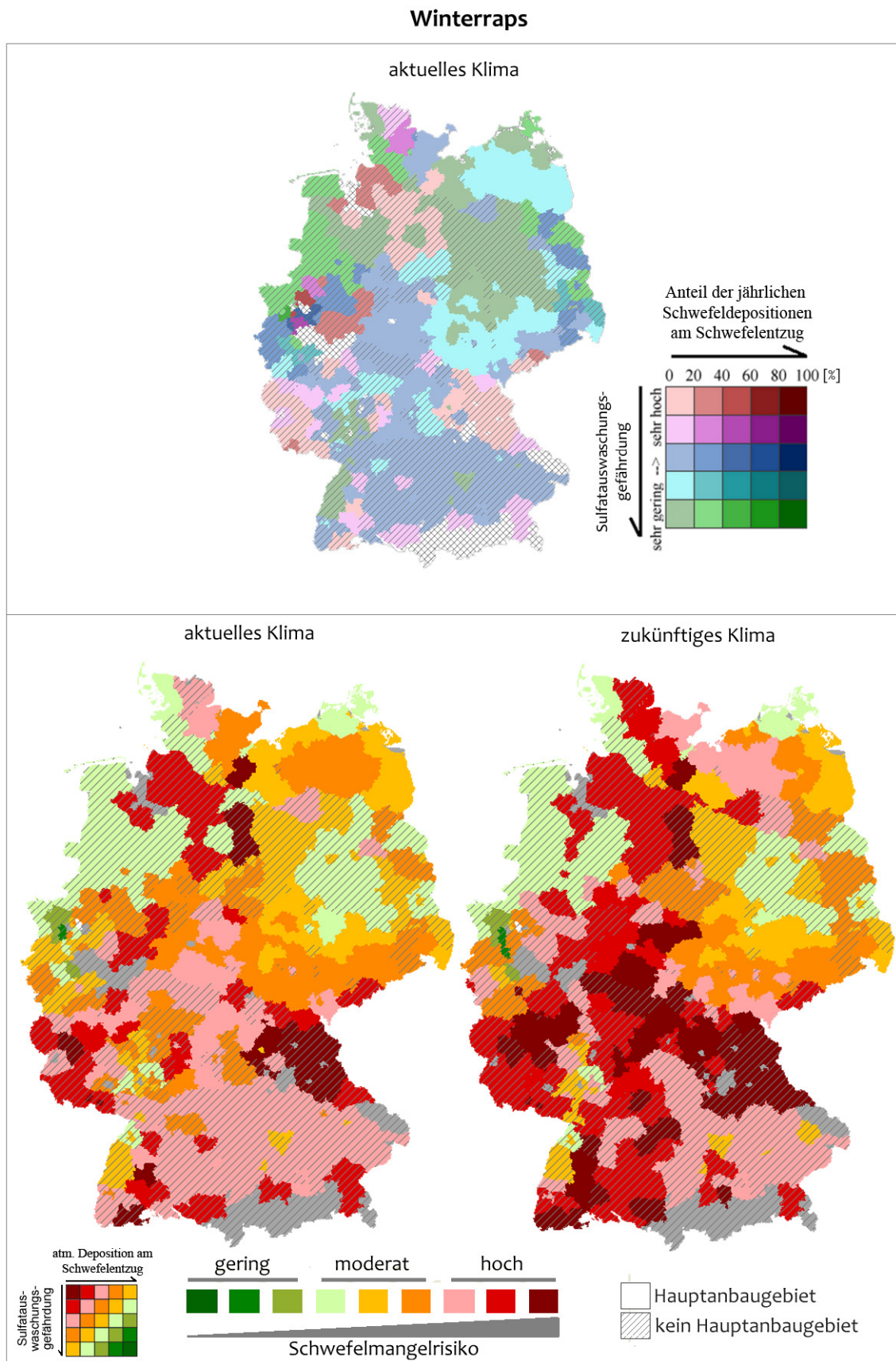


Abbildung 3-26: Schwefelmangelrisiko für Winterraps.

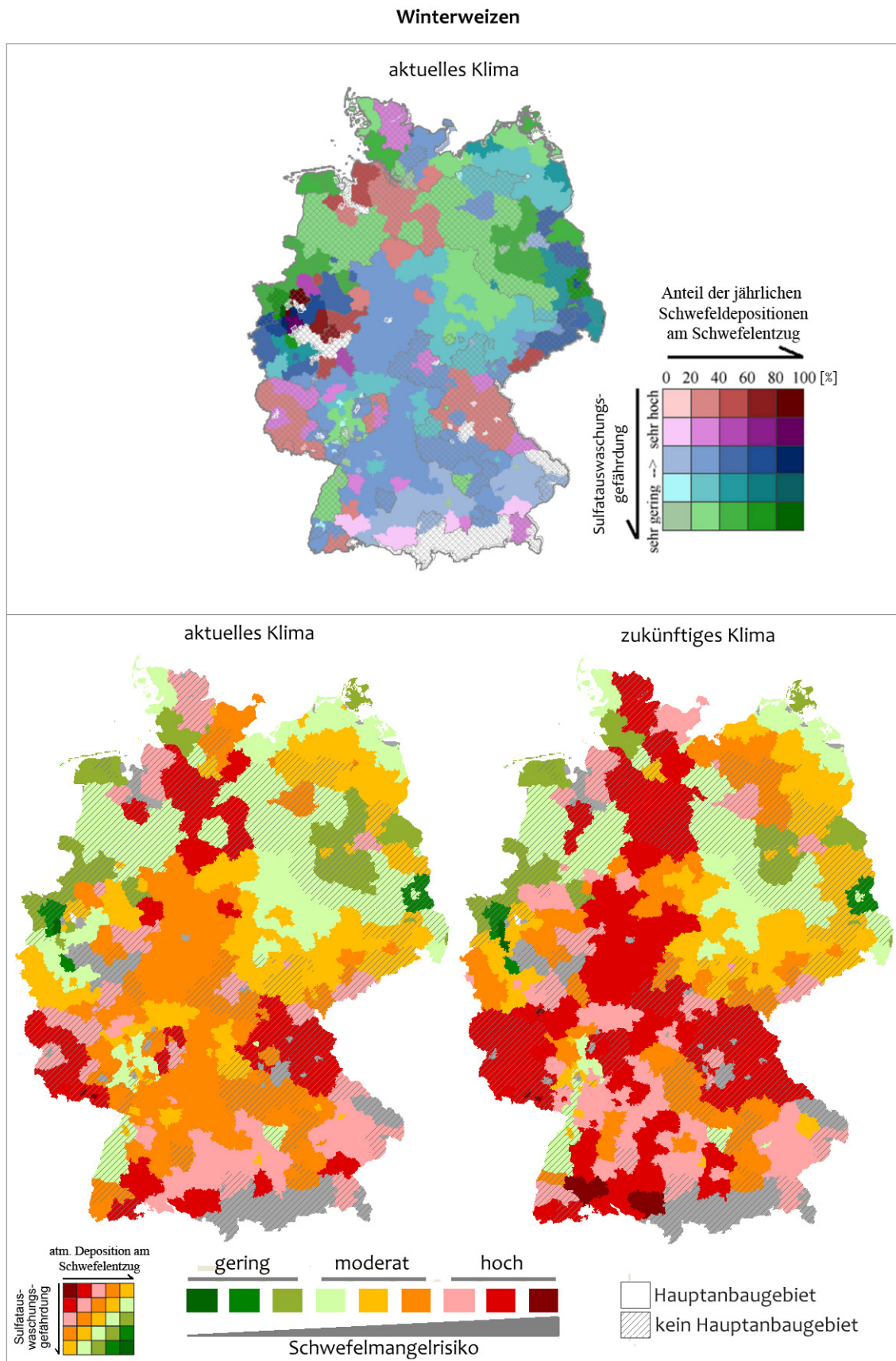


Abbildung 3-27: Schwefelmangelrisiko für Winterweizen.



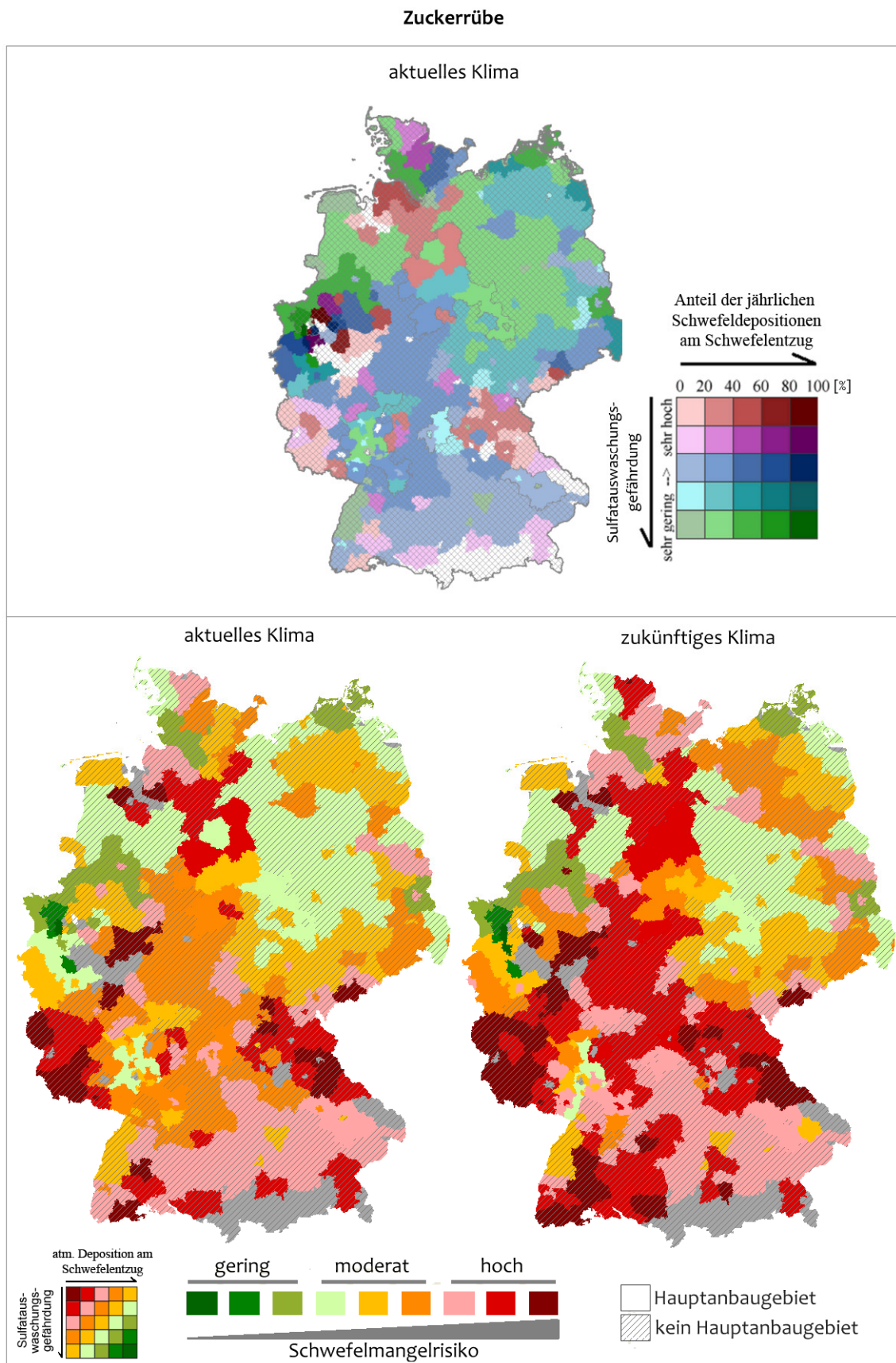


Abbildung 3-28: Schwefelmangelrisiko für Zuckerrübe.

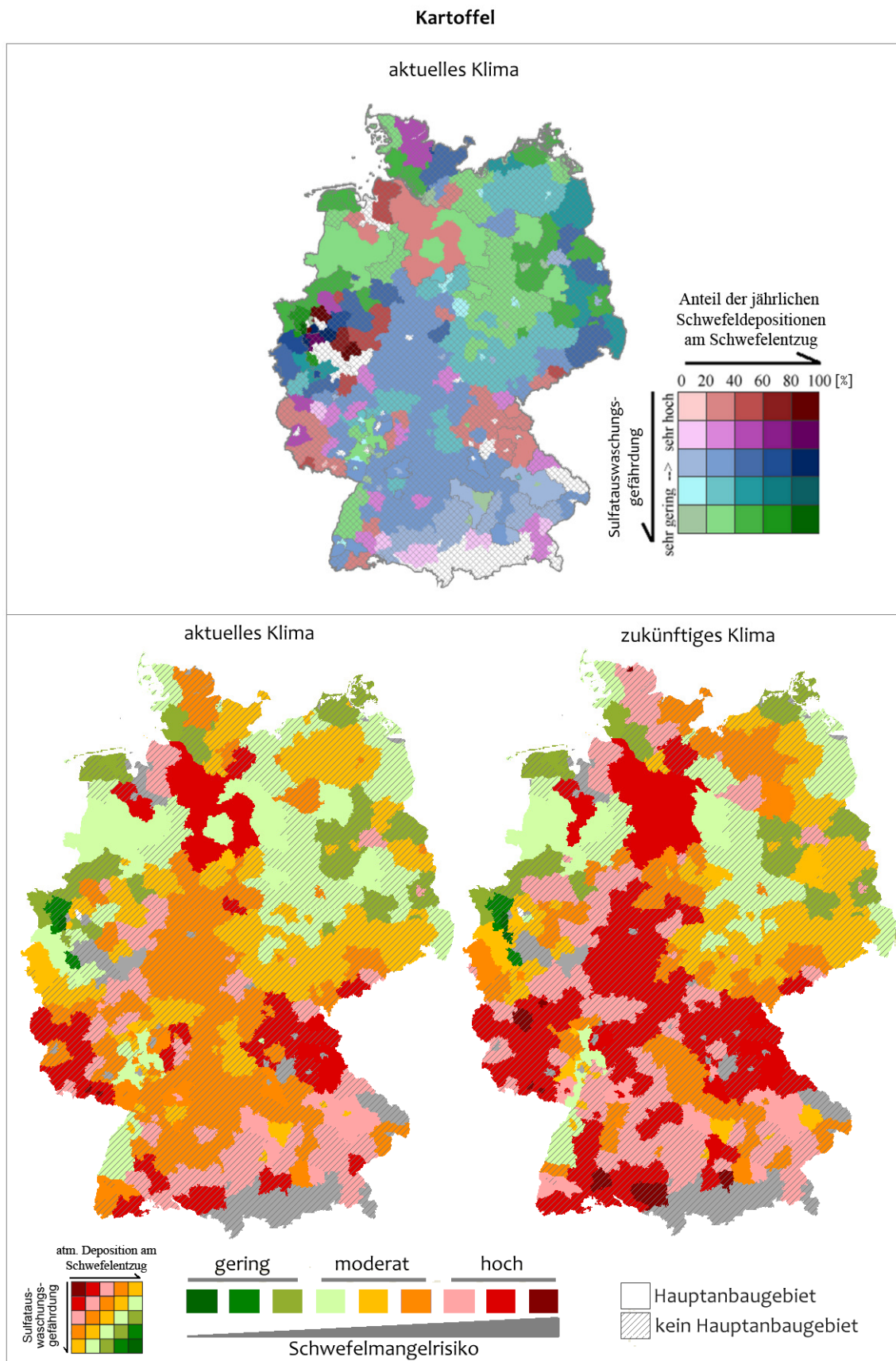


Abbildung 3-29: Schwefelmangelrisiko für Kartoffel.

## 4 Diskussion

Diese Arbeit zeigt erstmalig Möglichkeiten, Schwefelmangelrisikogebiete für landwirtschaftliche Kulturf lächen bundesweit zu bewerten und räumlich darzustellen. Dabei können zusätzlich zu den aktuellen klimatischen Gegebenheiten auch Zukunftsszenarien modelliert und abgebildet werden. Bei der Einstufung des Schwefelmangelrisikos wird dem Grundwasserflurabstand wie auch dem Sulfatauswaschungsrisiko im Winterhalbjahr eine besondere Bedeutung zugemessen. Des Weiteren wird der räumlich heterogene, kulturartenspezifische Schwefelentzug in Relation zur atmosphärischen Schwefeldeposition gesetzt, was eine Abschätzung des Schwefelmangelrisikos für vier Hauptkulturen ermöglicht. Analog zu anderen räumlichen Modellansätzen bezieht sich die Arbeit auf das potentielle Schwefelmangelrisiko ohne Berücksichtigung anthropogener Schwefeleinträge durch Düngemitteln und Meliorationsmaßnahmen.

Das Sulfatauswaschungsrisiko ist ein Ergebnis des hinterlegten dynamischen Bodenwasserhaushaltsmodells, welches eine zeitliche und räumliche Darstellung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers und weiterer wichtiger kulturartenspezifischer Variablen ermöglicht. Diese sind:

- Die potentielle Evapotranspiration;
- Die aktuelle Evapotranspiration;
- Die Sickerwasserrate aus der effektiven Durchwurzelungstiefe.

Bei diesem Ansatz handelt es sich um ein kombiniertes Verfahren aus räumlicher Modellierung und abschließender Indexbewertung.

### **Aktuelles Klima**

Für das aktuelle Klima zeigen sich deutliche Unterschiede des Schwefelmangelrisikos innerhalb Deutschlands, die insbesondere auf Bodenunterschiede und variierende Sickerwasserraten zurückzuführen sind. Die generell als „fruchtbar“ bezeichneten

Böden der Börden zeigen in Hinblick auf Schwefelmangel ein geringes Risiko. Standorte, die im Allgemeinen als „weniger fruchtbar“ angesprochen werden, fallen tendenziell in die Klasse mit erhöhtem Schwefelmangelrisiko.

Die Modellergebnisse zeigen für Norddeutschland in Teilen von Ost-Schleswig-Holstein ein erhöhtes Schwefelmangelrisiko. Es handelt sich hierbei um Gebiete, in denen Schwefelmangel das erste Mal in Deutschland erkannt und dokumentiert wurde (SCHNUG und PISSAREK, 1982; SCHNUG *et al.*, 1984; SCHNUG und EVANS, 1992; SCHNUG, 1989). Die ebenfalls stark schwefelmangelgefährdete norddeutsche Geest, in der Böden mit geringer Feldkapazität und hoher Sickerwasserrate überwiegen, ist auch im Hinblick auf die ackerbauliche Nutzung als schlecht geeignet anzusehen. In Bereichen der norddeutschen Marschböden wurde das Schwefelmangelrisiko durch die geringen Grundwasserflurabstände deutlich geringer eingestuft. Dieses stimmt mit den Ergebnissen von Feldbeprobungen in Norddeutschland überein, welche auf diesen Standorten eine bessere Schwefelversorgung für Kulturpflanzen erkannte, als auf den zuvor genannten (SCHNUG *et al.*, 1984).

Für die ackerbaulichen Nutzflächen in und um die Mittel- und Hochgebirge wird die potentielle Sulfatauswaschung und somit das Schwefelmangelrisiko zumeist als hoch bis sehr hoch eingestuft. Dies kann zumindest für Standorte in der Nähe des Harzes bestätigt werden, in denen deutliches Auftreten von Schwefelmangelsymptomen in Rapsbeständen bekannt ist (SCHNUG *et al.*, 2004).

Weite Bereiche Ostdeutschlands weisen hingegen ein geringes Schwefelmangelrisiko auf. Dort führt die zum Teil negative Wasserbilanz dazu, dass die Sulfatauswaschung im Winterhalbjahr minimiert ist, und dem Pflanzenwachstum des Folgejahres Sulfat aus dem Vorjahr zur Verfügung steht. Im Großraum Berlin und in der Nähe der ost-deutschen Grenze können erhöhte atmosphärische Schwefeldeposition den Schwefelentzugs bei Kulturpflanzen bis zu 40% decken (Winterweizen).

Für Süddeutschland wurde ein im Mittel moderates Risiko festgestellt, wobei auf Grenzertragsstandorten die Gefährdung deutlich stärker eingeschätzt wird. Die BAYRISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2008) weist hier auf die besondere Gefährdung dieser Standorte hin ohne diese jedoch zu benennen.

In Gebieten in der Nähe von Industrieballungsräumen, wie z. B. dem Ruhrgebiet, deckt die atmosphärische Deposition auch gegenwärtig einen hohen Anteil des Schwefel-

entzuges von Kulturpflanzen. Das kann durch die Darstellung auf Kreisebene unter Einbezug der historischen Ertragsdaten und der Depositionsdaten verdeutlicht werden. In diesen Gebieten ist auch in der Vergangenheit eine ausreichend hohe Schwefelversorgung dokumentiert worden (SCHNUG, 1989).

Der für die verschiedenen Kulturpflanzen errechnete Anteil der jährlichen atmosphärischen Schwefeldeposition die dem Schwefelentzug zur Verfügung steht beträgt im Mittel 15 % für Winterraps (als stark schwefelzehrende Kultur) und 35 % für Kartoffeln (als schwach schwefelbedürftige Pflanze), das entspricht in der Größenordnung vergleichbaren Literaturwerten (VERLINDEN, 2000; BLOEM 1998). Eine räumliche Darstellung der Relation zwischen Pflanzenentzug und der atmosphärischen Deposition, welche die räumlichen Unterschiede innerhalb Deutschland quantifiziert, ist bisher noch nicht veröffentlicht, wurde aber durch die vorliegende Arbeit erstmals ermöglicht.

### **Klimaszenario**

Für das zu erwartende zukünftige Klimaszenario zeigt sich eine generelle Zunahme des Schwefelmangelrisikos. Das beruht auf der Zunahme der Sickerwasserrate durch die erhöhten Winterhalbjahresniederschläge. Für das gesamte Gebiet der Bundesrepublik gibt es zurzeit keine veröffentlichte Literatur mit der die Modellergebnisse ausreichend verglichen werden können. Auf Ebene der Bundesländer stehen dagegen Modellrechnungen zur Verfügung, die ebenfalls eine leichte bis starke Zunahme der Grundwasserneubildungsrate aufzeigen. Bei ebenen Standorten entspricht die Definition der Grundwasserneubildung der Definition der Sickerwasserrate aus dem Wurzelraum. Erhöhte Raten sind für Bayern (NEUMANN *et al.*, 2006), für Schleswig Holstein (RINKER *et al.*, 2008), für Hessen (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ, 2007), für Baden-Württemberg (NEUMANN *et al.*, 2006) und für Rheinland-Pfalz (MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ RHEINLAND-PFALZ, 2007) publiziert. Nach dem HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2007) ist *„daher von einer erhöhten Nitratverlagerung auszugehen. Durch diese Mechanismen könnten selbst Böden, die ein hohes Nitratrückhaltevermögen aufweisen [...], in Zukunft*



*vermehrt zu Eintrag von Nitrat in den Grundwasserleiter beitragen.*“ Da sich Nitrat bei der Verlagerung im Boden dem Sulfat sehr ähnlich verhält, kann somit auch von einer erhöhten Sulfatverlagerung ausgegangen werden. Dieses entspricht den Ergebnissen und Interpretationen dieser Arbeit.

Eine höhere Sulfatauswaschung führt somit zwangsläufig dazu, dass auch in Zukunft Schwefel als essentieller Nährstoff für das Pflanzenwachstum bei der Wahl der Düngemittel berücksichtigt werden muss. Verstärkte Maßnahmen, die dazu beitragen Schwefel während der Wintermonate zu speichern sowie die Schwefelversorgung vor dem akuten Auftreten von Mangelsymptomen zu prognostizieren, werden in Zukunft weiter an Bedeutung gewinnen.

Eine Möglichkeit die Sulfatauswaschung zu mindern kann der Anbau von Zwischenfrüchten darstellen. Diese nehmen den Schwefel auf, speichern ihn in der Pflanzenbiomasse und entziehen ihn so der winterhalbjährlichen Auswaschung mit dem Sickerwasser (ERIKSEN und THORUP-KRISTENSEN, 2002).

Der entwickelte Modellansatz ermöglicht eine einfache Prognosemöglichkeit des Schwefelmangelrisikos. So kann bei vorliegenden Wetterdaten ein Vergleich zwischen den Referenzdaten des 30jährigen klimatischen Mittels und den aktuellen Daten die Änderung des Schwefelmangelrisikos prognostiziert werden. Ebenfalls sind alternative Verfahren denkbar, die sich flächenhaft zur Diagnose von Schwefelmangelsymptomen eignen und die als Entscheidungshilfe dienen können, wie z. B. die Erkennung spektraler Signaturen und räumlicher Muster von Schwefelmangelpflanzen (LILIENTHAL und SCHNUG, 2005).

### **Änderung des Grundwasserstands und des kapillaren Aufstiegs**

Der Gehalt an Sulfatschwefel im Grundwasser ist in Deutschland deutlich höher als der des Niederschlags (BLOEM, 1998; FOERSTER, 1978; ISERMANN, 1993, NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ, 2000) und kann somit einen wichtigen Beitrag zur Pflanzenernährung leisten (BLOEM, 1998; SCHNUG, 1988). Die Grundwasserstände sind zeitlich variabel und kapillarer Sulfataufstieg kann somit ständig oder nur zeitlich begrenzt erfolgen. An den meisten Standorten der Bundesrepublik können Pflanzen aufgrund eines hohen Grundwasserflurabstandes nicht von zusätzlichen Schwefeleinträgen aus dem Grund-

wasser profitieren. Eine Kartierung des Grundwasserflurabstands auf Basis von Messnetzen gibt es für Deutschland zurzeit nicht. Lediglich für kleine Teilgebiete existieren grobe Kartierungen des mittleren Grundwasserstandes (z. B. NIEDER-SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE, 2008a und 2008b). Eine solche Kartierung hat neben der fehlenden bundesweiten Auflösung zudem den Nachteil, dass sie nicht zeitlich aufgelöst ist und dadurch für eine Quantifizierung des kapillaren Aufstiegs (z. B. nach der Methodik der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE, 2000) nicht verwendet werden kann. Die Nutzung von Horizontbeschreibungen des Bodens ermöglicht eine Differenzierung von überwiegend grundwasserbeeinflussten und unbeeinflussten Böden. Eine genaue Berechnung des kapillaren Grundwasseraufstiegs und Stofftransportes, eventuell auch in jahreszeitlicher Dynamik, kann dadurch jedoch nicht erfolgen. Die Methode zur Ausweisung von potentiellen Schwefelmangelstandorten sieht vor, dass grundwasserbeeinflusste Standorte mit deutlich geringerem Schwefelmangelrisiko bewertet werden als grundwasserferne Standorte. Damit entspricht sie im Grundgedanken dem Modell nach BLOEM (1998). BLOEMS (1998) empfohlener Unterteilung der Standorte in mittlere und nahe Grundwasserflurabstände (0 - 1,5 m bzw. 2 - 2,5 m) kann aufgrund der Datengrundlage jedoch nicht entsprochen werden.

Der zu erwartende Einfluss des Klimawandels auf die Grundwasserstände ist ebenfalls nicht für Deutschland publiziert. Verschiedene Untersuchungen gehen durch die erhöhten Sickerwasserraten von einem Anstieg der Grundwasserstände aus (Hessen: BRAHMER, 2006). An Standorten mit Grundwasseranschluss sind durch erhöhte Transpirationsraten im Sommerhalbjahr bei gleichzeitig verringerten Sommerniederschlägen in der Vegetationsperiode geringere Grundwasserstände denkbar. Ob und inwieweit sich die Schwefel- und Wasserversorgung von ackerbaulichen Flächen und Grünlandstandorten mit den sich ändernden Grundwasserständen ändern kann, kann nach den bisherigen Erkenntnissen noch nicht beurteilt werden. Dementsprechend folgte die Ausweisung des Schwefelmangelrisikos auch für das Klimawandelszenario dem Ist-Zustand.

Neben den sich zukünftig ändernden Grundwasserständen ist der zunehmende Beregnungsbedarf der Kulturpflanzen ein weiterer Faktor für den Schwefelhaushalt des Agrarökosystems. Wie die Modellergebnisse des Bodenwasserhaushalts gezeigt haben,

nimmt die aktuelle Evapotranspiration bei gleichzeitig erhöhter potentieller Evapotranspiration ab. Besonders der Beregnungsbedarf von Sommerkulturen wird somit in der Tendenz zunehmen. Für den Schwefelhaushalt ist dieses von besonderer Bedeutung, da die Beregnung in der Praxis durch oberflächennahe, sulfathaltige Grundwässer erfolgt. Dieses entspricht bei einer Beregnung von jährlich 50-180 mm einem Schwefeleintrag von bis zu  $3 - 9 \text{ kg ha}^{-1}$  (BLOEM, 1998), bzw.  $30 - 60 \text{ kg ha}^{-1}$  (PEDERSEN *et al.*, 1998). Bei erhöhter Beregnung werden diese Einträge entsprechend steigen ( $1 \text{ mg S l}^{-1} \text{ Beregnungswasser} = 0,01 \text{ kg S ha}^{-1}$ ). Sowohl HANEKLAUS *et al.* (2006) als auch PEDERSEN *et al.* (1998) verwiesen dessen ungeachtet darauf, dass die Schwefelzufuhr mit dem Beregnungswasser häufig zu spät in der Vegetationsperiode erfolgt und eine Düngewirkung somit ausbleibt.

### **Vergleich mit anderen Modellansätzen**

Ein Vergleich der Ergebnisse mit anderen Modellen ist schwierig. Dieses liegt zum einen an der unterschiedlichen Methodik der Modelle und zum anderen daran, dass keine Ansätze für Deutschland modelliert und dargestellt wurden. Im Folgenden werden andere Modellansätze mit Rücksicht auf die erwähnte Problematik diskutiert und mit den Modellergebnissen verglichen.

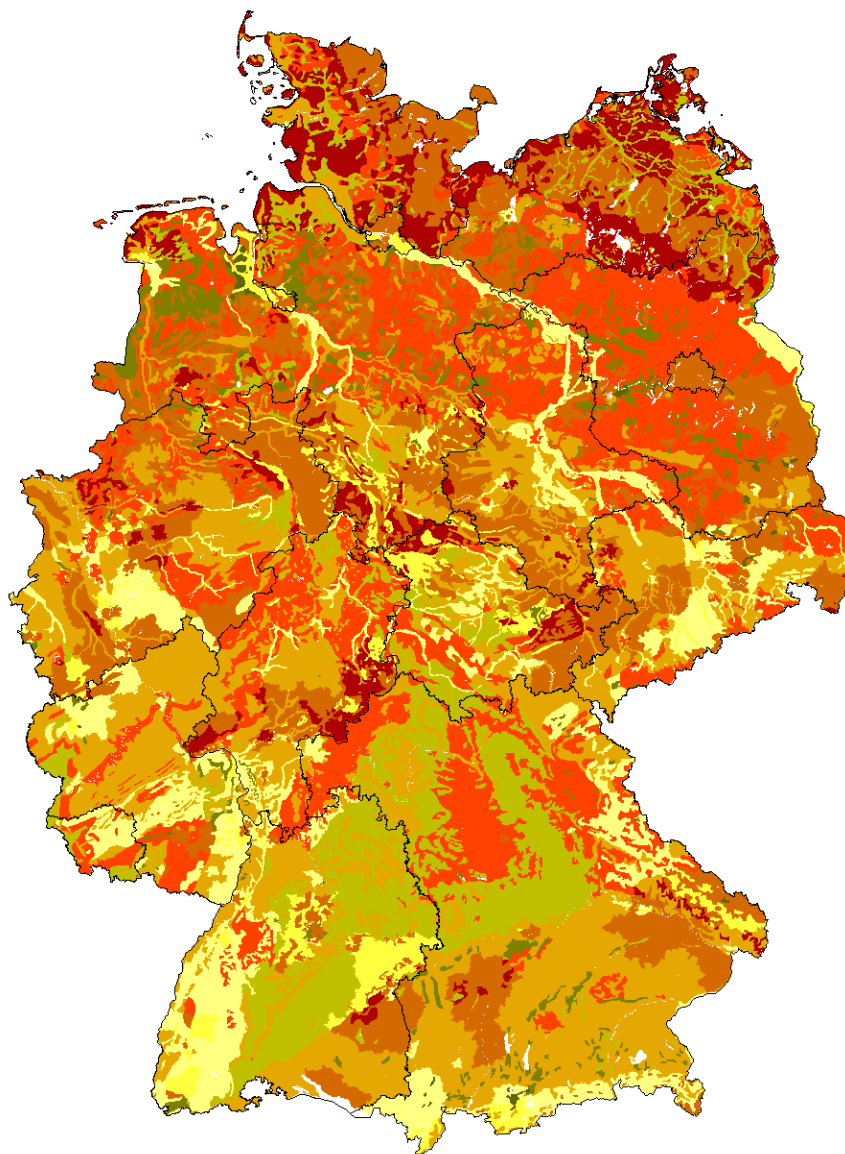
Die Bilanzansätze von MCGRATH und ZHAO (1995) und KOST *et al.* (2008) basieren auf einer vereinfachten Schwefelbilanz. Diese wird aus der jährlichen atmosphärischen Deposition und der Nettomineralisierung des organischen Kohlenstoffgehalts berechnet. Zusammen mit weiteren Geodaten, wie der Bodentextur und den jährlichen Niederschlägen, wird die Schwefelbilanz zu einer relativen Einstufung der Schwefelmangelgefährdung verwendet. Diesen Ansätzen fehlt es an einer Berücksichtigung des Sulfataufstiegs mit dem kapillaren Grundwasser. Da grundwasserbeeinflusste Standorte in Deutschland allerdings einen bedeutenden Flächenanteil einnehmen, wäre eine Modellierung auf Basis der vorgestellten Schwefelbilanzen somit fehlerbehaftet (BLOEM *et al.*, 1998b). Ein Grund der häufig ausbleibenden Berechnung der Sulfateinträge aus dem Grundwasser stellt die schwierige Quantifizierung auf räumlicher Basis dar. So fehlen zum einen flächendeckende Informationen über den Grundwasserstand und dessen Dynamik und zum anderen robuste Modellverfahren, die eine Berechnung ermöglichen. Der Indexansatz nach BLOEM (1998) verzichtet auf eine

Bilanzierung und eine quantitative Bewertung der Schwefeleinträge durch den kapillaren Aufstieg. Es findet vielmehr eine Unterteilung in nahe, mittlere und ferne Grundwasserflurabstände statt. Damit bietet dieser Ansatz eine geeignete Möglichkeit die Grundwasserflurabstände zu berücksichtigen ohne diese direkt zu quantifizieren. Dieser Ansatz wurde mittels der Bodenhorizontinformationen umgesetzt, wobei eine Unterteilung aufgrund der begrenzten Bodeninformationen lediglich in grundwasserbeeinflusste und nicht grundwasserbeeinflusste Standorte erfolgte.










Ein weiterer Nachteil der Schwefelbilanzansätze für eine räumliche Darstellung ist zudem die Berechnung auf jährlicher Datenbasis. So sind hohe jährliche Niederschlagsraten mit erhöhter Sulfatauswaschung assoziiert ohne diese quantifizieren zu können. Dieses erfolgt in Analogie zu den Decision Support Ansätzen nach BLOEM (1998), MCGRATH *et al.* (2007) und der BASF (1996), in die der Winterhalbjahresniederschlag und eine grobe Unterteilung der Bodentextur eingehen. Jedoch lassen sich die Sickerwasserrate und die Sulfatauswaschung daraus nicht berechnen oder quantifizieren. Der verwendete Ansatz hingegen basiert auf der Berechnung der Sickerwasserrate des Winterhalbjahres und der darauf aufbauenden Unterteilung in den Austauschfaktor des Bodenwassers und dem Sulfatauswaschungsrisiko. Dabei entspricht die Unterteilung der Methode der BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (2000).

Der vorliegende Ansatz zur Abschätzung des Schwefelmangelrisikos ist zudem der einzige Ansatz, der das Ertragsniveau auf Basis der Ertragsdaten berücksichtigt und somit den tatsächlichen Schwefelentzug auch räumlich darstellt. Die klassischen Bilanzansätze nach MCGRATH und ZHAO (1995) und KOST *et al.* (2008) gehen stattdessen von einem einheitlichen Ertragsniveau mit homogenen Schwefelbedürfnissen aus. Für Deutschland wäre diese Methode jedoch ungeeignet, da hohe räumliche Unterschiede der Erträge der verschiedenen Kulturpflanzen bekannt sind (STATISTISCHEN ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER, 2007). Lediglich der Schwefelschätzrahmen der BASF (1996) berücksichtigt eine Einteilung des Ertragsniveaus in drei Klassen. Eine räumliche Darstellung des Schwefelschätzrahmens für Deutschland ist jedoch nicht umgesetzt und publiziert. Um einen Vergleich des räumlichen Musters dennoch annähernd zu ermöglichen, wurde der BASF Schwefelschätzrahmen für ein Szenario räumlich aufbereitet. Als räumliche Geodaten

dienten dabei der Humusgehalt des Oberbodens, die Bodenart und das Ertragsniveau beim Anbau von Raps. Die erst genannten Daten wurden aus der bodenkundlichen Übersichtskarte 1000 entnommen, während das Ertragsniveau auf Basis der Ertragsstatistik der STATISTISCHEN ÄMTERN DES BUNDES UND DER LÄNDER (2007) ermittelt wurde. Weitere Informationen wurden bei dem Szenario als „durchschnittlich“ eingestuft, so dass sich eine mittlere Schwefelmangelgefährdung auf Einstufung eines durchschnittlichen Szenarios ergibt (Abbildung 4-1). Auffällig ist, dass sowohl der Schwefelschätzrahmen als auch die Ergebnisse dieser Arbeit bei dem Anbau von Raps hohes und moderates Schwefelmangelrisiko aufzeigen. Im Gegensatz zu dieser Arbeit wird beim Schwefelschätzrahmen der Grundwasserflurabstand nicht berücksichtigt und Standorte, die durch kapillaren Aufstieg der sulfathaltigen Grundwässer profitieren, werden als z. T. hoch schwefelmangelgefährdet fehlinterpretiert (z. B. die norddeutschen Marschen oder Standorte der Börde). Weitere Unterschiede bestehen in den räumlichen Mustern des Schwefelmangelrisikos. So wird die Bördelandschaft beim BASF Schwefelschätzrahmen im Vergleich zu den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit als stärker gefährdet eingestuft. Sehr hohe atmosphärische Depositionsraten werden bei der Methodik der BASF nicht berücksichtigt, die vorliegende Arbeit hingegen bewertet diese Daten im Bezug zum Schwefelentzug und führt somit in Gebiete in der Nähe von Ballungszentren (z. B. Ruhrgebiet) zu einer geringeren Einstufung des Schwefelmangelrisikos. Die Einstufung für die restlichen Gebiete Deutschlands ist jedoch weitgehend ähnlich.



Schwefelmangelgefährdung nach der Wertung  
des BASF Schwefelschätzrahmens

hoch		moderat	
	29		31
	30		32
			33
			34
			35
			36
			37

Bodenart	= räumlich	Nmin Gehalt	= Durchschnittl.	S-Mangel	= unbekannt
Humusgehalt	= räumlich	Witterung	= Durchschnittl.	Ertragsniveau	= räumlich
Verfügb. Wurzeln	= tief	Bewirtschaft.	= 4Jahr S-Kulturen	Zwischenfrucht	= keine
Strukturschäden	= teilw. vorhanden	angeb. Kultur	= Raps	S-Düngung	= keine

**Abbildung 4-1: Deutschlandweites Schwefelmangelrisiko nach der Wertung des BASF Schwefelschätzrahmens.**

Die Tabelle 4-1 stellt abschließend die berücksichtigten Eingangsdaten der vorliegenden Modellansätze und des verwendeten Ansatzes heraus.

**Tabelle 4-1: Übersicht der bestehenden Ansätze zur Einstufung des Schwefelmangelrisikos von Kulturpflanzen (Grau = im Modell berücksichtigt).**

berücksichtigte Parameter	<i>Decision Support Ansätze</i>				<i>Bilanzansätze</i>	
	<b>Vorliegende Arbeit</b>	MOPS (BLOEM, 1998)	S-Schätzrahmen (BASF, 1996)	MCGRATH <i>et al.</i> (2007)	MCGRATH und ZHAO (1995)	KOST <i>et al.</i> (2008)
GW-Flurabstand						
Atm. Deposition						
WHJ-Niederschlag						
Bodentextur						
Sickerwasserrate						
pH Wert des Bodens						
Ertragsniveau						
Aktuelle Kultur				Weizen	Weizen	
Aktuelle Düngung						
Vorjahres Düng.						
Nettomineralisierung			indirekt		indirekt	indirekt
Räuml. Darstellung						

## Stärken und Schwächen des Modells und der Kartierung

### *Räumliche Auflösung*

Eine Modellierung und Darstellung der Ergebnisse in einem 5x5 km Raster wie es in dieser Arbeit verwendet wurde hat zur Folge, dass kleinräumige, standortspezifische Verhältnisse nicht berücksichtigt werden konnten. Denn jede Rasterzelle entspricht dem Wert des flächenhaft am häufigsten vertretenden Parameters. Bei sehr heterogenen Gebieten (z. B. Sand- und Tonböden in enger Nachbarschaft) führt die Bearbeitung in Rasterzellen zu einer Generalisierung und zu einer Vernachlässigung der kleineren Flächen. Die Ergebnisse der Arbeit zur Ausweisung des Sulfatauswaschungsrisikos treffen somit auf die dominierende Bodentextur der betreffenden Rasterzelle zu. Bei der Betrachtung des Schwefelmangelrisikos auf Kreisebene fand eine weitere Generalisierung statt bei der für jeden Kreis die dominierende Klasse des Sulfatauswaschungsrisikos berücksichtigt wurde. Dieses führte einerseits zu einem Informationsverlust der kleinräumigen Heterogenitäten, ermöglichte aber andererseits eine Einschätzung auf räumlicher Basis für das gesamte Bundesgebiet. Zudem ist die minimale räumliche Auflösung des Modells durch die Qualität der Eingangsdaten begrenzt. So eignen sich die prognostizierten Klimadaten nicht für eine kleinräumige Interpolation (Aussage von SPEKAT, CLIMATE & ENVIRONMENTAL CONSULTING POTSDAM GMBH).

### *Vorhersagegüte*

Durch die in der Einleitung benannte Problematik des Antagonismus zwischen Datenverfügbarkeit, Vorhersagegüte und Modellkomplexität sind der Aussagekraft des verwendeten Verfahrens deutliche Grenzen gesetzt. So konnte auf Managementeinflüsse wie z. B. die Schwefeleinträge durch Mineral- und Wirtschaftsdünger nicht eingegangen werden. Diese Daten stehen für Deutschland nicht in ausreichendem Maße - das bedeutet nicht flächendeckend und nicht zeitlich aufgelöst - zur Verfügung, sind jedoch für das Auftreten von Schwefelmangel von Bedeutung. Der Inlandsabsatz der verschiedenen Düngemittelsorten lässt in Verbindung mit den bekannten Schwefelgehalten erkennen, dass die Schwefelentzüge zumindest punktuell durch die Düngemiteleinträge abgedeckt werden. Im Mittel ergeben sich nach den Daten des STATISTISCHEN BUNDESAMTES DEUTSCHLANDS (2009) und den Schwefelgehaltangaben der Hersteller für die gesamten Ackerflächen Deutschlands Einträge durch die mineralischen Düngemittel von 10 – 19 kg S ha<sup>-1</sup>.

Eine weitere Schwäche dieses und anderer Ansätze (BLOEM, 1998; MCGRATH und ZHAO, 1995; MCGRATH *et al.*, 2007; BASF, 1996) ist, dass eine Einschätzung nur relativ erfolgen kann. Die Modellierung mit absoluten Werten, bedarf der detaillierten Modellierung der Stoffflüsse und der Bodenhydrologie. Eine solche Berechnung ist durch die fehlenden räumlichen Daten und die anschließende Parametrisierung auf räumlicher Basis für Deutschland nur bedingt möglich. Somit besteht keine Möglichkeit, den Schwefelversorgungszustand für bestimmte Phasen der Pflanzenentwicklung absolut zu bestimmen oder vorherzusagen. Der große Vorteil der relativen Ansätze ist dabei die Möglichkeit einer räumlichen Einschätzung durch die der Vergleich von Gebieten innerhalb Deutschlands ermöglicht wird und das Risiko von Schwefelmangel vergleichend bewertet werden kann.

Andere bekannte Einflüsse, wie z. B. die lokale Topographie (BLOEM, 1998), finden in der Risikoabschätzung keine Berücksichtigung. Zudem wird bei der Ausweisung des Schwefelmangelrisikos mit den jährlichen Depositionsdaten gerechnet, die zeitliche Koinzidenz der Schwefelaufnahme der Kulturpflanzen findet dabei nur begrenzte Berücksichtigung (SCHNUG, 1988).

Zu vermerken ist ebenfalls, dass eine Schwefelmangelgefährdung nur dann auftritt, wenn der Schwefelbedarf der Kulturpflanzen nicht durch ausreichende Zufuhr von



Düngemitteln gedeckt wird. Diese anthropogene Beeinflussung wurde in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt, da sie betriebsspezifisch und somit sehr heterogen ist. So findet z. B. in Regionen mit einem hohen Vorkommen von tierhaltenden Betrieben (z. B. Region Vechta-Cloppenburg-Oldenburg, Ostwestfalen und Münsterland, sowie in den Futterbauregionen des südlichen Bayern) ein Schwefeleintrag durch die Wirtschaftsdünger statt.

Eine weitere nicht eindeutig zu quantifizierende Schwefelquelle ist die Verwitterung von schwefelhaltigen Gesteinen wie Gips ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) oder Anhydrit ( $\text{CaSO}_4$ ). Nennenswerte flächenhafte Verbreitung finden diese Gesteine z. B. in Teilen des südlichen Harzvorlandes (Zechstein) und in Bereichen der Mainfränkischen Platten (Gipskeuper). In diesen Gebieten kann durch die Nachlieferung von Schwefel aus dem Ausgangsgestein eine Schwefelunterversorgung ausgeschlossen werden. Bezogen auf die Bundesfläche machen die Bereiche mit Gips- und Anhydritvorkommen jedoch weniger als zwei Prozent aus (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE, 1992), sie wurden im Modell nicht berücksichtigt.

### *Räumliche Modellierung und Möglichkeiten zur Prognose von Schwefelmangel*

Eine Stärke des Modells ist die Möglichkeit einer ganzheitlichen Betrachtung des Schwefelmangelrisikos für Deutschland. Im Gegensatz zu empirischen Formeln, die die Grundlage für eine räumliche Berechnung des Wasserhaushaltes darstellen (RENGER und STREBEL, 1980; WESSOLEK *et al.*, 2004; RENGER und WESSOLEK, 1990), wurde in dieser Arbeit ein dynamisches, zeitlich aufgelöstes Bodenwasserhaushaltsmodell verwendet. Dadurch besteht die Möglichkeit, alle bedeutenden Größen des Bodenwasserhaushaltes zeitlich und räumlich aufgelöst zu bestimmen und für verschiedene Klimaszenarien zu modellieren. So ist eine aktuelle Einschätzung des Sulfatauswaschungsrisikos gegeben. Eine Prognose des Sulfatauswaschungsrisikos ist somit für den Anfang der Vegetationsperiode eines jeden Jahres möglich. Unter der Annahme eines Schwefelentzugs der Kulturpflanzen, der annähernd dem mittleren Schwefelentzug des Standortes entspricht, kann auch eine Prognose des Schwefelmangelrisikos auf Kreisebene erfolgen. Durch den Vergleich mit dem mittleren, langjährigen Schwefelmangelrisiko kann dadurch auf eine erhöhte oder verminderte Gefährdung zurückgeschlossen werden. In Gebieten mit steigender

Gefährdung ist somit eine erhöhte Aufmerksamkeit (Boden- oder Pflanzenanalyse und visuelle Bonitur) auf die Schwefelversorgung der Pflanzen ratsam.

## 5 Zusammenfassung

Schwefelmangel führt bei landwirtschaftlichen Kulturen zu Ertrags- und Qualitätsminderung. Verringerte Schwefeldepositionen in Agrarflächen und gestiegene Produktivität der Kulturpflanzen sowie die hohe Dynamik des pflanzenverfügbaren Schwefels im Boden sind Hauptgründe für das Auftreten von Schwefelmangel. Prognosemodelle können helfen, das Risiko von Schwefelmangel abzuschätzen, zu bewerten und schließlich das landwirtschaftliche Management darauf anzupassen. Ziel dieser Arbeit war es, das potentielle Schwefelmangelrisiko für Deutschland zu modellieren und räumlich darzustellen. Dabei lag der Fokus auf der Herausarbeitung der räumlichen Heterogenitäten des Schwefelmangelrisikos innerhalb Deutschlands, ohne Berücksichtigung der anthropogenen Schwefeleinträge. Dadurch entstand die Möglichkeit das Schwefelmangelrisiko für verschiedene Gebiete Deutschlands zu vergleichen und besonders sensible Bereiche hervorzuheben.

Zu diesem Zweck wurden aus der Literatur bekannte Faktoren, die Schwefelmangel an Kulturpflanzen begünstigen, berücksichtigt und bewertet. Besondere Berücksichtigung fanden die Sickerwasserrate des Winterhalbjahres, ein Indikator für die potentielle Sulfatauswaschung und der Grundwasserflurabstand als Indikator für die kapillaren Sulfateinträge. Zudem konnte der Anteil der jährlichen atmosphärischen Deposition der für einen Schwefelentzug zur Verfügung steht räumlich gewertet werden. Neben dem „aktuellen“ Klima wurde auch auf ein Szenario einer möglichen Klimaänderung in der Zukunft eingegangen. Die Untersuchungen führten zu folgenden Ergebnissen:

- Durch die Klassifizierung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers unter Berücksichtigung der Grundwasserbeeinflussung kann davon ausgegangen werden, dass etwa 25 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche eine „sehr geringe“ potentielle Sulfatauswaschung, 20 % eine „geringe“, 33 % eine „moderate“, 10 % eine „hohe“ und 12 % eine „sehr hohe“ Sulfatauswaschung aufweisen.

- Die prognostizierte Klimaänderung hat Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt und folglich auf die Auswaschung von Schwefel. Das Sulfatauswaschungsrisiko verändert sich demnach wie folgt: 24 % „sehr gering“, 11 % „gering“, 22 % „moderat“, 16 % „hoch“, 27 % „sehr hoch“.
- Die Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition am Schwefelentzug ermöglicht eine relative Einschätzung zwischen dem potentiellen Auswaschungsrisiko und den atmosphärischen Einträgen auf Kreisebene. Dabei zeigen sich deutliche Heterogenitäten des Schwefelmangelrisikos innerhalb Deutschlands. So neigen Gebiete mit erhöhten Sickerwasserraten zu erhöhter Sulfatauswaschung und dadurch zu erhöhtem Schwefelmangelrisiko. Die erhöhten Sickerwasserraten können einerseits durch erhöhte Niederschläge (z. B. in Gebirgsnähe) oder durch eine grobe Bodentextur mit geringer effektiver Durchwurzelungstiefe (z. B. Lüneburger Heide) begründet sein.
- Es konnte aufgezeigt werden, dass die jährliche atmosphärische Deposition von Schwefel den Entzug durch die Pflanzen nicht decken kann. Bei Raps als besonders schwefelzehrende Kultur beträgt dieser Anteil im Bundesmittel weniger als 20 %. Lediglich in wenigen Gebieten mit erhöhten atmosphärischen Schwefeldepositionen und geringem Ertragsniveau kann die Deposition einen wichtigen Beitrag zur Pflanzenernährung leisten.
- Durch das zukünftig erhöhte Sulfatauswaschungsrisiko wird das Schwefelmangelrisiko zunehmen und Schwefel als essentieller Pflanzennährstoff mehr Aufmerksamkeit benötigen, um das Pflanzenwachstum und den Ertrag zukünftig nicht zu gefährden.

## 6 Summary

Sulphur deficiency decreases the yield of crops and influences the final yield quality. Spatial models enable to estimate the risk of sulphur deficiency on a national scale and help to adjust crop management. The objective of this study was to identify the risk of sulphur deficiency for different crops and show its spatial distributions. The spatial model was based on the major factors which favour the risk of sulphur deficiency. Hence the groundwater influence and the soil water balance were regarded as the major factors for the risk assessment of the potential sulphate leaching. The proportion of annual atmospheric sulphur deposition to the side and crop specific sulphur removals could also be calculated on a spatial scale and enabled the final assessment of the risk of sulphur deficiency. In addition to the current climate conditions it was possible to model the influence of a predicted climate change scenario. The research resulted in following results:

- The classification of the exchange frequency of the soil water under consideration of the groundwater shows that about 25 % of agricultural areas are “very low”, 20 % are low, 33 % are moderately, 10 % are high, and 12 % are very high endangered for sulphate leaching.
- The weather of the predicted climate change scenario will affect the soil water balance and the potential washout of sulphur. The risk of sulphate leaching will generally increase and 24 % of the agricultural used area will have very low, 11 % a low, 22 % a moderate, 16 % a high and 27 % a very high risk for sulphate leaching.
- There are significant differences in the risk of sulphur deficiency within Germany. Areas with high leachate rates tend to high sulphate leaching and thus

higher sulphur deficiency risks. Increased leachate rates occur in locations with high amounts of precipitation (such as in proximity to the mountain) or coarse soil texture with a shallow effective root depth (e.g. Lüneburger Heide).

- By taking the atmospheric sulphur deposition and the heterogeneous sulphur removals of different crops into account, a relative assessment of the sulphur deficiency risk could be enabled on a spatial scale. The deposition rates cannot meet the crop removals. Particularly in rape, as a crop with high sulphur demands, an average of less than 20 % of the crop sulphur requirements can be satisfied by the atmospheric depositions.
- Particularly with regard to the changing climate, the risk of sulphur deficiency will increase and sulphur as essential plant nutrient will need more attention to secure an optimal crop growth and development.

## 7 Literatur

- AKSELSSON C, ARDÖ J, SVERDRUP H. 2004. Critical loads of acidity for forest soil and relationship to forest decline in the northern Czech Republic, *Environ. Monit. Assess.* 98:363–379.
- ALLEN R G, PEREIRA L S, RAES D, SMITH M. 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56, Rome, Italy.
- AULAKH M S. 2003. Crop responses to sulphur nutrition. In: Abrol Y P, Ahmad A (eds.). *Sulphur in Plants*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands: 341-358.
- AULAKH M S, PASRICHA N S, SAHOTO N S. 1980. Yield, nutrient concentration and quality of mustard crops as influenced by nitrogen and sulphur fertilizers. *J. Agric. Sci. Camb.* 94:545 - 549.
- BASF. 1996. Schwefelschätzrahmen. In: Informationen rund um den Schwefel. BASF-AG Limburgerhof.
- BAYRISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.). 2008. Merkblätter für die Düngung mit Schwefel. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz.
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR). 2000. Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. *Geologisches Jahrbuch: SG1*. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR). 2005. Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart. S. 438.
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR). 2008. Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000).
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR). 1992. Geologische

- Karte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 000 000 (GK 1000).
- BLOEM E. 1998. Schwefel-Bilanz von Agrarökosystemen unter Berücksichtigung hydrologischer und bodenphysikalischer Standorteigenschaften. Landbauforschung Völkenrode.
- BLOEM E, HANEKLAUS S, SCHNUG E. 1998b. Sulphur Budget. In: Richter D, Dieckkrüger B (eds.) Analysis of water and matter dynamics in agro-ecosystems: from the laboratory to the catchment scale, ecological studies. Springer Verlag. Berlin.
- BLOEM E, CICHOTA R, DE JONG VAN LIER Q, SPAROVEK G; SCHNUG E. 2005. The importance of low mobile soil water for crop supply with sulphur. Landbauforschung Völkenrode. Sonderheft 286:1-10.
- BLOEM E, HANEKLAUS S, SPAROVEK G, SCHNUG E. 2001. Spatial and Temporal Variability of sulphate concentration in soils. Soils. Comm. Soil. Sci. Plant Anal. 32:1391-1403.
- BLOEM E, HANEKLAUS S, SCHNUG E. 2002. Model based prognosis of sulfur deficiency. In: Davidian J-C, De Kok L J, Stulen I, Hawkesford M J, Schnug E, Rennenberg H (eds.) Sulfur Transport and Assimilation in Plants. Backhuys Publishers. Leiden. 171-173.
- BLOEM E, HANEKLAUS S, SCHNUG E. 2005. Significance of sulfur compounds in the protection of plants against pests and diseases. Journal of Plant Nutrition 28:763-784.
- BLOEM E, HANEKLAUS S, SCHROETTER S, SCHNUG E. 2000. Aspects of agronomical and physiological research on sulfur deficiency in agricultural crops. Landbauforschung Völkenrode 218:11-15,
- BRAHMER G. 2006. Arbeitskreis KLIWA. 3. KLIWA-Symposium am 25. und 26.10.2006 in Stuttgart. Fachvorträge: Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. Heft 10:211-222.
- BYERS M, FRANKLIN J, SMITH, S J. 1987. The nitrogen and sulphur nutrition of wheat and its effect on the composition and baking quality of the grain. Aspects of Applied Biology, Cereal Quality 15:337-344.
- CURTIN D, SYERS J K. 1990. Extractability and adsorption of sulphate in soils. Journal of Soil Science 41:295-304.



- CUSSANS J W, ZHAO F J, MC GRATH S P, STOBART R. 2007. Decision support for sulphur application to cereals. The Home-Grown Cereals Authority (HGCA). Project Report No. 419.
- DEUTSCHEN WETTERDIENSTES (DWD). 2009. Klimadaten ausgewählter Wetterstationen.
- DVWK. 1996. Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Bonn.
- EAA (European Environment Agency). 2000. Corine land cover 2000. Kopenhagen. URL: <http://www.eea.europa.eu/> (letzter Zugang 03.09.2008).
- ERIKSEN J, MORTENSEN J V, NIELSON J D, NIELSEN N E. 1995. Sulphur mineralisation in five Danish soils as measured by plant uptake in a pot experiment. *Agriculture, ecosystems and environment* 56:43-51.
- ERIKSEN J, MURPHY M D, SCHNUG E. 1998. The soil sulphur cycle. In: Schnug E (eds.) *Sulphur in Agroecosystems* 39–73.
- ERIKSEN J, ASKEGAARD M. 2000. Sulphate leaching in an organic crop rotation on sandy soil in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78:107-114.
- ERIKSEN J, THORUP-KRISTENSEN K. 2002. The effect of catch crops on sulphate leaching and availability of sulphate in the succeeding crop on sandy loam soil in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90:247–254.
- FAOSTAT. 2009. URL: <http://faostat.fao.org/> (Letzter Zugang: 12.06.2009)
- FEDDES R A, KOWALIK P J, ZARADNY. 1978. *Simulation of Field Water Use and Crop Yield*. John Wiley & Sons, New York, NY.
- FOERSTER P. 1978. Stoffgehalte in einem oberflächennahen Grundwasserstockwerk der nordwest-deutschen Geest. *Kali-Briefe* 14:153-159.
- GAUGER T, HAENEL H-D, RÖSEMANN C, DÄMMGEN U, BLEEKER A, ERISMAN J W, VERMEULEN A T, SCHAAP M, TIMMERMANNS R M A, BULTJES P J H, DUYZER J H. 2007. National Implementation of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air. Teil 1: Deposition Loads: Methoden, Modellierung und Kartierungsergebnisse, Trends. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. FKZ 204 63 252.
- GHANI A, MCLAREN R G, SWIFT R S. 1993. The incorporation and transformations of S in soil: Effects of soil conditioning and glucose or sulphate additions. *Soil Biol.*

- Biochem., 25:327-335.
- GIERUS M, JAHNS U, WULFES R, WIERMANN C, TAUBE F. 2005. Forage quality and yield increments of intensive managed grassland in response to combined sulphur-nitrogen fertilization. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science* 55:264-274.
- GRAYSON R, BLÖSCHL G. 2000 Spatial modelling of catchment dynamics. Chapter 3 in Grayson R, Blöschl G. (eds.) *Spatial Patterns in Catchment Hydrology: Observations and Modelling*. Cambridge University Press, Cambridge. 51-81.
- HANEKLAUS S, EVANS E, SCHNUG E. 1992. Baking quality and sulphur content of wheat; I. Influence of grain sulphur and protein concentrations on loaf volume. *Sulphur in Agriculture* 16:31-34.
- HANEKLAUS S, SCHNUG E. 1992. Baking quality and sulphur content of wheat; II. Evaluation of the relative importance of genetics and environment including sulphur fertilization. *Sulphur in Agriculture* 16:35-38.
- HANEKLAUS S, WALKER K C, SCHNUG E. 2005. A chronicle of sulfur research in agriculture. In: Saito K, De Kok L J, Stulen I, Hawkesford M J, Schnug E, Sirko A, Rennenberg H (eds.). *Sulfur Transport and Assimilation in Plants in the Postgenomic Era*. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands. 249-256.
- HANEKLAUS S, BLOEM E, SCHNUG E. 2008. History of sulfur deficiency in crops. In: Jez J (eds.). *Sulfur: A missing Link between soils, crops, and nutrition*. Agronomy Monograph. 45-58.
- HANEKLAUS S, EVANS E, SCHNUG E, DE KOK L J, STULEN I. 2006. Sulfur. In: Barker A V (eds.) *Handbook of Plant Nutrition*. CRC Press 183–238.
- HESSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, LÄNDLICHEN RAUM UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg.). 2007. Klimaschutzkonzept Hessen. URL: <http://www.hlug.de/-klimawandel/inklim> (letzter Zugang 21.10.2009).
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). 2001. *Climate Change 2001: The scientific Basis*. URL: <http://www.ipcc.ch/ipccreports/tar/wg1/index.htm> (letzter Zugang 21.10.2009).
- ISERMANN K. 1993. Löslicher N, Sulfatschwefel, und (DO)C im (un-)gesättigten Untergrund von Porengrundwasserleitern bei unterschiedlicher Landbewirtschaftung-/Düngung. *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.* 71:141-144.

- KERSEBAUM K C. 1995. Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. *Ecol. Model.* 81:97-109.
- KIMBALL B A, KOBAYASHI K, BINDI M. 2002. Response of agricultural crops to Free-Air CO<sub>2</sub> enrichment. *Advances in Agronomy* 77:293-368.
- KLIKOCKA H, BLOEM E, HANEKLAUS S, SCHNUG E. 2005. Influence of sulfur fertilization on infections of potato tubers (*Solanum Tuberosum*) with *Rhizoctonia solani* and *Streptomyces scabies*. *Journal of Plant Nutrition* 28:819-833.
- KOST D, CHEN L, DICK W A. 2008. Predicting plant sulfur deficiency in soils: results from Ohio. *Biol. Fertil. Soils* 44:1091-1098.
- LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND GARTENBAU SACHSEN ANHALT (LLFG) (Hrsg.). 2006. Düngungsrichtwerte für die Untersuchung und Beratung – Richtwerte zur Interpretation von Bodenuntersuchung. Ergänzung zur 4. Aufl.
- LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND GARTENBAU SACHSEN ANHALT (LLFG). 2002. Richtwerte für eine gute fachliche Praxis beim Düngen im Rahmen einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung. Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt.
- LILIENTHAL H, SCHNUG E. 2005. Eignung spektraler Signaturen zur Lokalisierung von Schwefelmangel in Raps mit Hilfe der Fernerkundung. *Landbauforschung Völkenrode, Special Issue* 286.
- MATTHIAS U, MEINEL W. 1982. The anthropogenic acidification of water in the Kaufinger Wald West Germany. *Philippia* 5(1):76-86.
- MEERSMANS F, DE RIDDER F, CANTERS S, DE BAETS M, VAN MOLLE. 2008 A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). *Geoderma* 143(1-2):1-13.
- MENZEL A, SPARKS T H, ESTRELLA N, KOCH E, AASA A, AHAS R, ALM-KÜBLER, BISSOLLO P, BRASLAVSKA O, BRIEDE A, CHMIELEWSKI F M, CRPINSEK Z, CURNEL Y, DAHL A, DEFILA C, DONNELLY A, FILELLA Y, JATCZAK K, MAGE F, MESTRE A, NORDLI Y, PENUELAS J, PIRINEN P, REMISOVA V, SCHEIFINGER H, STRIZ M, SUSNIK A, VAN VLIET A J H, WIELGOLASKI F-E, ZACH S, ZUST A. 2006. European phenological response to climate change matches the warming pattern. *Global Change Biology* 12:1969-1976.

- MCGRATH S P, ZHAO F J. 1995. A risk assessment of sulphur deficiency in cereals using soil and atmospheric deposition data. *Soil Use and Management* 11:110-114.
- MCGRATH S P, ZHAO F J, STOBART R. 2007. Decision support on sulphur application to wheat. Topic Sheet 101. Home-Grown Cereals Authority (GHCA).
- MCNEILL A M, ERIKSEN J, BERGSTROM L, SMITH K A, MARSTORP H, KIRCHMANN H, NILSSON I. 2005. Nitrogen and sulphur management: Challenges for organic sources in temperate agricultural systems. *Soil use and Management* 21:82-93.
- MUALEM Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resour. Res.* 12(3):513-522.
- MÜLLER-WESTERMEIER G. 1995. Numerisches Verfahren zur Erstellung klimatologischer Karten. *Berichte des Deutschen Wetterdienstes* 195.
- NEUMANN J, GUDERA T. 2006. Auswirkungen der Klimaveränderungen auf die Grundwasserneubildung in Süddeutschland. Arbeitskreis KLIWA. 3. KLIWA-Symposium am 25. und 26.10.2006 in Stuttgart. Fachvorträge: Klimaveränderungen und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft. Heft 10:163-173.
- NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLKWN). 2008. Gemittelte Sulfatkonzentration an ausgewählten Messstellen des Grundwassergüte-Grundwassermessnetzes. Daten 2000 und 2002. URL: <http://www.nlwkn.niedersachsen.de> (letzter Zugang 03.Sept.2008).
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG). 2008a. Kartenserver des Nibis. Lage der Grundwasseroberfläche 1:200000. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover.
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG). 2008b. Lage der Grundwasseroberfläche 1:50000. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover.
- PAULSEN H M, SCHNUG E. 1996. Schwefel auch in Getreide beachten - Versorgung und Bedürftigkeit schwer festzustellen. - *DLZ Agrarmagazin : Die landwirtschaftliche Zeitschrift für Management - Produktion und Technik* 11.
- PAVLISTA A D. 2007. Sulfur and Marketable yield of potato. In: Jez J. Sulfur: A missing Link between soils, crops, and nutrition. *Agronomy Monograph* 50:171-182.
- PEDERSEN C A, KNUDSEN L, SCHNUG E. 1998. Sulphur fertilisation. In: Schnug E (eds.) *Sulphur in Agroecosystems*, 115-134. Kluwer Academic Publishers.

- RANDALL P J, WRIGLEY C W. 1986. Effects of sulfur supply on the yield, composition, and quality of grain from cereals, oilseeds, and legumes. *Adv. Cereal. Sci. Technol.* 8:171-206.
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN. 1983. Waldschäden und Luftverunreinigungen Sondergutachten. Kohlhammer, Stuttgart, 172 S. (Bundestags-Drucksache 10/113).
- REHFUESS K E. 1983. Forest disorders and air pollutants – an interim balance sheet. *Allgemeine Forstzeitschrift* 24:601-610.
- RENGER M, STREBEL O. 1980. Jährliche Grundwasserneubildung in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. *Wasser & Boden* 32(8):362-366.
- RENGER M, WESSOLEK G. 1990. Auswirkungen von Grundwasserabsenkung und Nutzungsänderung auf die Grundwasserneubildung. *Mitt. Inst. für Wasserwesen, Univ. der Bundeswehr München*, 386:295-307.
- RINKER A, DEUNERT F, SCHMIDT G, SCHRÖDER W. 2008. Phosphor und Stickstoff in Böden Schleswig-Holsteins bei steigenden Lufttemperaturen. *Umweltbundesamt (Hrsg.) UBA-Texte* 25:49-62.
- SCHAEFFER F. 2002. *Lehrbuch der Bodenkunde Scheffer/Schachtschabel*. 15 Aufl. / neubearbeitet und erw. von Blume H-P, Brümmer G W, Hartge K H, Schwertmann U, Fischer W R, Kögler-Knabner I, Renger M, Strebel O. Hintermaier-Erhard G (eds) Spektrum Akademischer Verlag GmbH. S: 593.
- SCHNUG E, DE LA SAUCE L; PISSAREK H-P. 1984. Untersuchungen zur Kennzeichnung der Schwefel-Versorgung von Raps. *Landwirtschaftliche Forschung. Kongressband* 1984. 662-673.
- SCHNUG E, EVANS E J. 1992. Monitoring of the sulfur supply of agricultural crops in northern Europe. *Pyton. Special Issue: Sulfur Metabolism* 32(3):119-122.
- SCHNUG E, HANEKLAUS S, MURPHY D. 1993a. Impact of sulphur supply on the baking quality of wheat. *Aspects of Applied Biology* 36:337-345.
- SCHNUG E, HANEKLAUS S, MURPHY D. 1993b. Impact of sulphur fertilization on fertilizer nitrogen efficiency. *Sulphur in Agroecosystems* 17:8-12.
- SCHNUG E, HANEKLAUS S. 2000. Significance of interactions between sulphur and nitrogen supply for growth and quality of crop plants. *Sulfur Nutrition and Sulfur Assimilation in higher plants*. 345-347.

- SCHNUG E, HANEKLAUS S. 2005. The role of sulphur in sustainable agriculture. *Landbauforschung Völkenrode*. Sonderheft 283:131-135.
- SCHNUG E, HANEKLAUS S. 1998. Diagnosis of sulphur nutrition. In: Schnug E (ed), *Sulphur in Agroecosystems*. Part of the series 'Nutrients in Ecosystems', Vol. 2. Kluwer Academic Publ, Dordrecht, 1-38.
- SCHNUG E, HOLZ F. 1987. Deposition of nitrate-N and sulfate-S by precipitations in Schleswig-Holstein. *Atmospheric Environm.* 21:1235-1241.
- SCHNUG E. 1988. Quantitative und qualitative Aspekte der Diagnose und Therapie der Schwefelversorgung von Raps (*Brassica napus* L.) unter besonderer Berücksichtigung glucosinolatärmer Sorten. Habilitationsschrift, C.-A.-Universität Kiel.
- SCHNUG E. 1988b. Schwefeldüngung zu Körneraps. *Raps* 6(1):12-14.
- SCHNUG E., EVANS E J. 1992. Monitoring of the Sulfur Supply of Agricultural Crops in Northern Europe. *Phyton* 32(3):121-124.
- SCHNUG E. 1993. Ökosystemare Auswirkung des Einsatzes von Nährstoffen in der Landwirtschaft. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Reihe A: Angewandte Wissenschaft. Heft 426. Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel in Agrarökosystemen.
- SCHNUG E, HANEKLAUS S. 1994. Sulphur deficiency in *Brassica Napus*. Biochemistry – symptomatology – Morphogenesis. *Landbauforschung Völkenrode*. Sonderheft 144.
- SCHNUG E, ERNST W H O, KRATZ S, KNOLLE F, HANEKLAUS S. 2004. Aspects of ecotoxicology of sulphur in the Harz region – a guided excursion. *Landbauforschung Völkenrode* 54:129-143.
- SCHNUG E, PISSAREK H-P. 1982. Kalium und Schwefel, Minimumfaktoren des Schleswig-Holsteinischen Rapsanbaus. *Kali-Briefe (Büntehof)* 16:77-84.
- SCHNUG E. 1989. Double low oilseed rape in West Germany. Sulphur nutrition and glucosinolate levels. *Aspects of Applied Biology* 23:67-82.
- SCHNUG E, HANEKLAUS E, BLOEM E. 1995. Significance of soil water dynamics for the sulphur balance of oilseed rape. In: Rapeseed today and tomorrow. Proceeding of the ninth international rapeseed congress. 4 – 7 July 1995, Cambridge, UK. 1:287-289.
- SHEPHERD M A, BENNETT G. 1998. Nutrient leaching losses from a sandy soil in lysimeters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 29:931-946.

- ŠIMŮNEK J, VAN GENUCHTEN M TH, ŠEJNA M. 2008. Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages, and related codes, *Vadose Zone Journal*, Special Issue "Vadose Zone Modeling", 7(2):587-600.
- SPEKAT A, ENKE W, KREIENKAMP F. 2007. Neuentwicklung von regional hoch aufgelösten Wetterlagen für Deutschland und Bereitstellung regionaler Klimaszenarios auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit dem Regionalisierungsmodell WETTREG auf der Basis von globalen Klimasimulationen mit ECHAM5/MPI-OM T63L31 2010 bis 2100 für die SRES Szenarios B1, A1B und A2. Publikationen des Umweltbundesamtes.
- STATISTISCHEN ÄMTERN DES BUNDES UND DER LÄNDER. 2007. Statistik regional. Daten für die Kreise und kreisfreien Städte Deutschlands. Ausgabe 2007.
- THOMAS S G, HOCKING T J, BILSBORROW P E. 2003. Effect of sulphur fertilisation on the growth and metabolism of sugar beet grown on soils of differing sulphur status. *Field Crops Research* 83(3):223-235.
- THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (TLL) (Hrsg.). 2001: Anleitung und Richtwerte für Nährstoffvergleiche nach Düngeverordnung. 3. Aufl. Jena, 2001.
- UMWELTBUNDESAMT (UBA). 2007. Neue Ergebnisse zu regionalen Klimaänderungen Das statistische Regionalisierungsmodell WETTREG. Hintergrundpapier. Januar 2007. Dessau.
- U. S. GEOLOGICAL SURVEY (USGS). 2004. Shuttle Radar Topography Mission 30 Arc Second scene. Global Land Cover Facility, University of Maryland. Maryland. February 2000.
- VAN GENUCHTEN M TH. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:892-898.
- VERLINDEN G. 2002. Sulfur dynamics in Belgian agricultural soils. Dissertationsschrift. Katholische Universität Leuven, Belgien. Heft 506.
- VESTRENG V, MYHRE G, FAGERLI H, REIS S, TARRASÓN L. 2007. Twenty-five years of continuous sulphur dioxide emission reduction in Europe. *Atmospheric chemistry and physics* 7:3663-3681.
- VDLUFA (VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN). 2000. Standpunkt: Schwefelversorgung von Kulturpflanzen – Bedarfsprognose und Düngung -.

- WEIGEL H - J. 2004. Fluch oder Segen – wie verändert der Klimawandel die Pflanzenproduktion global und hierzulande? *Landbauforschung Völkenrode* 274:15-36.
- WENDLING U, SCHELLIN H-G, SCHWEDE K. 1991. Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. *Z. Meteorol.* 41: 468-475.
- WESSOLEK G, DUIJNESVELD W, TRINKS S. 2004. Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: Das TUB-BGR Verfahren, Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten. *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*.
- ZHAO F, EVANS E J, BILSBORROW P E, SYERS J K. 1993. Influence of sulphur and nitrogen on seed yield and quality of low glucosinolate oilseed rape (*Brassica napus* L.). *Journal of Sci. Food Agric.* 63:29-37.



## **8 Anhang**

## 8.1 Verwendete Geodaten

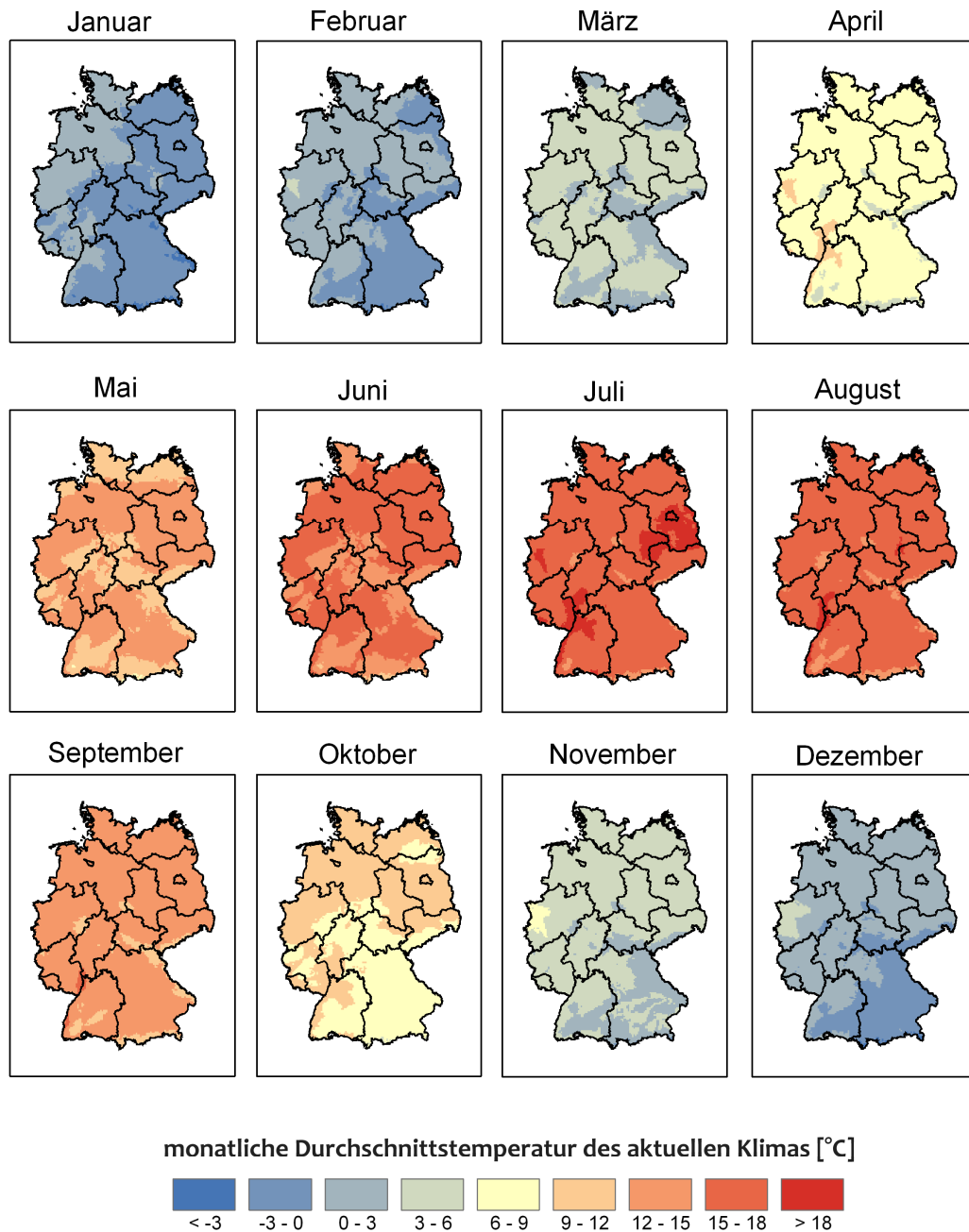
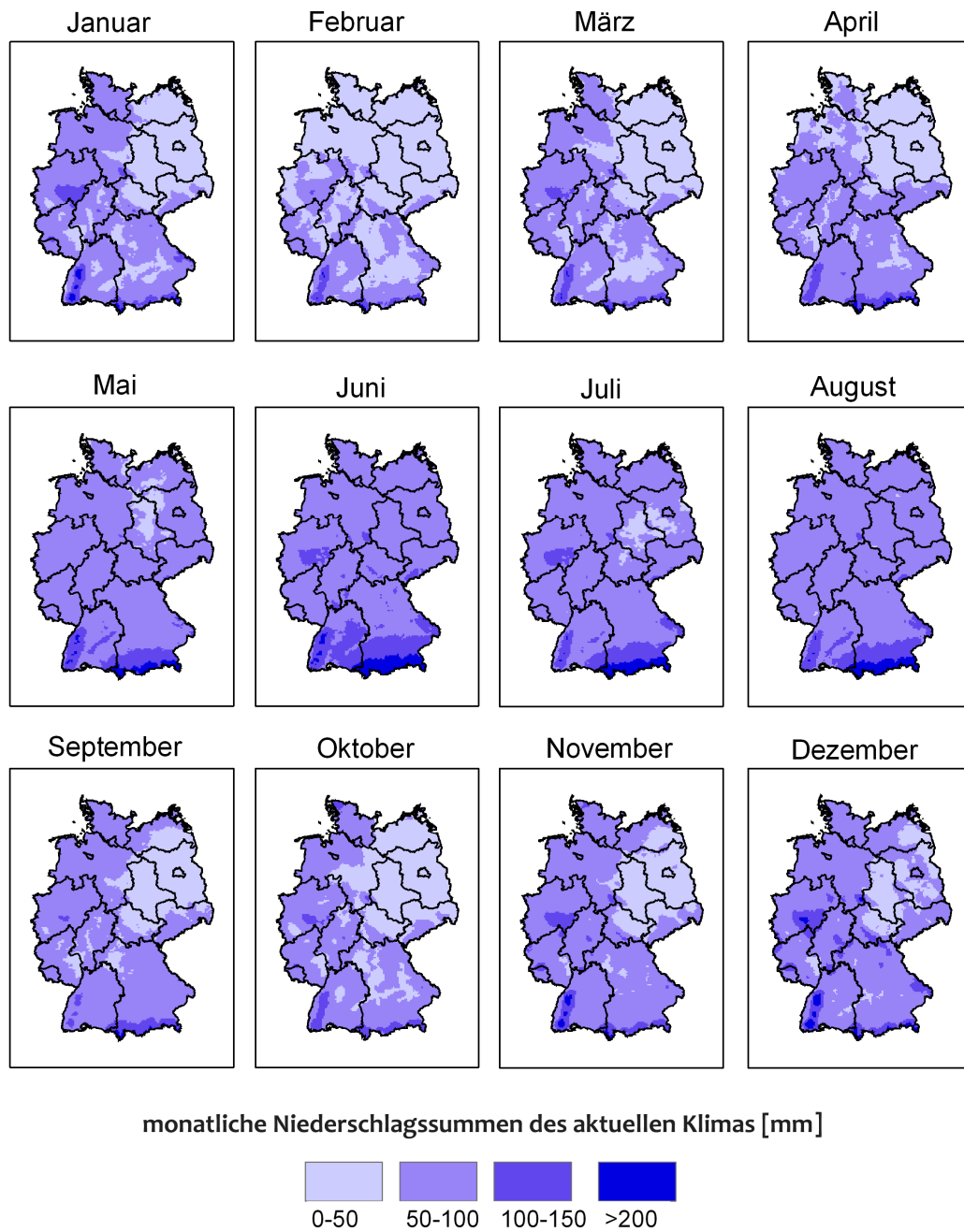
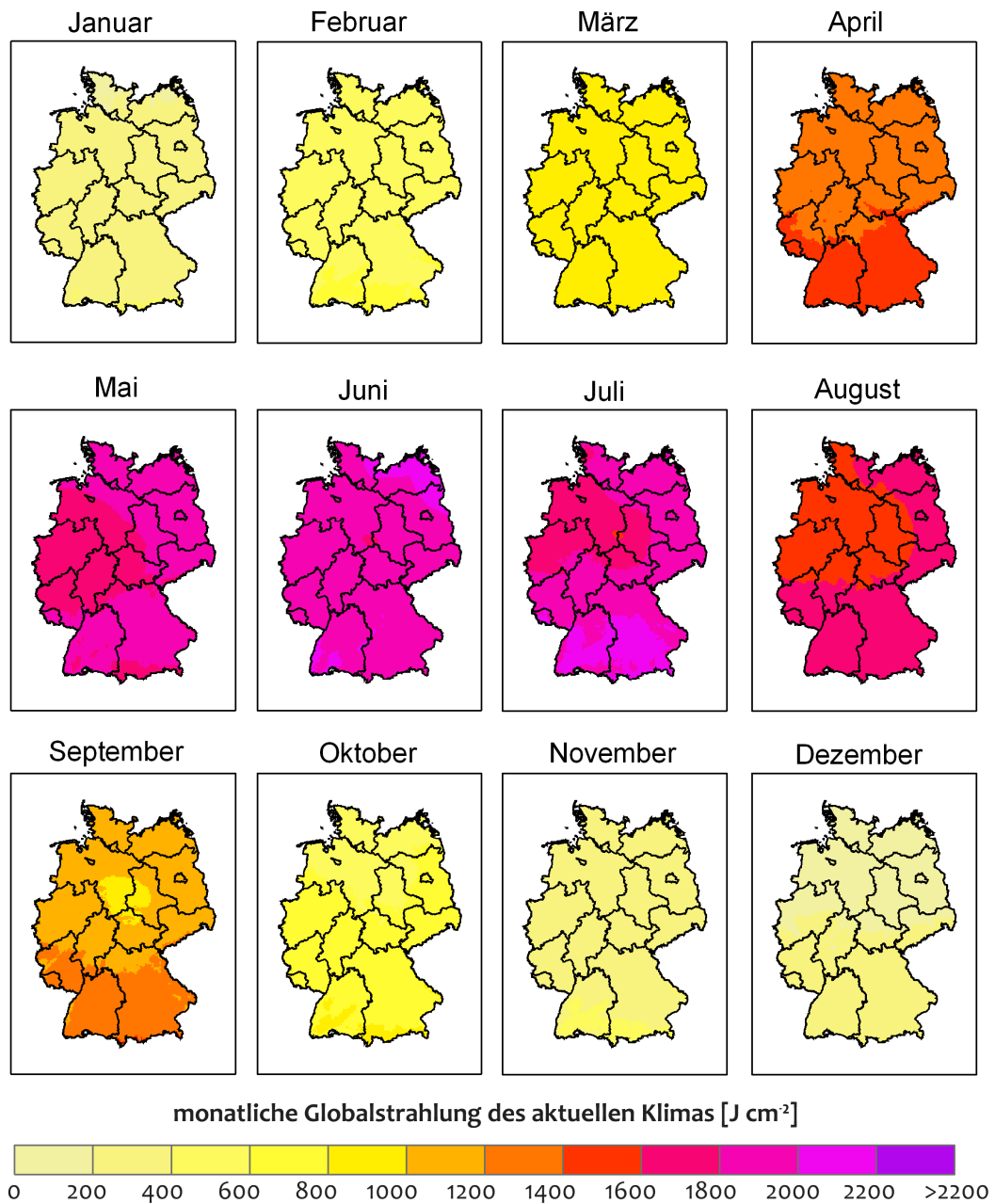


Abbildung 8-1: Monatliche Durchschnittstemperaturen des klimatischen Mittels von 1961-1990 (Datengrundlage: Deutscher Wetterdienst, DWD).



**Abbildung 8-2: Monatliche Niederschlagssummen des klimatischen Mittels von 1961-1990 (Datengrundlage: Deutscher Wetterdienst, DWD).**



**Abbildung 8-3: Monatliche Mittel der Globalstrahlung des klimatischen Mittels von 1961-1990 (Datengrundlage: Deutscher Wetterdienst, DWD).**

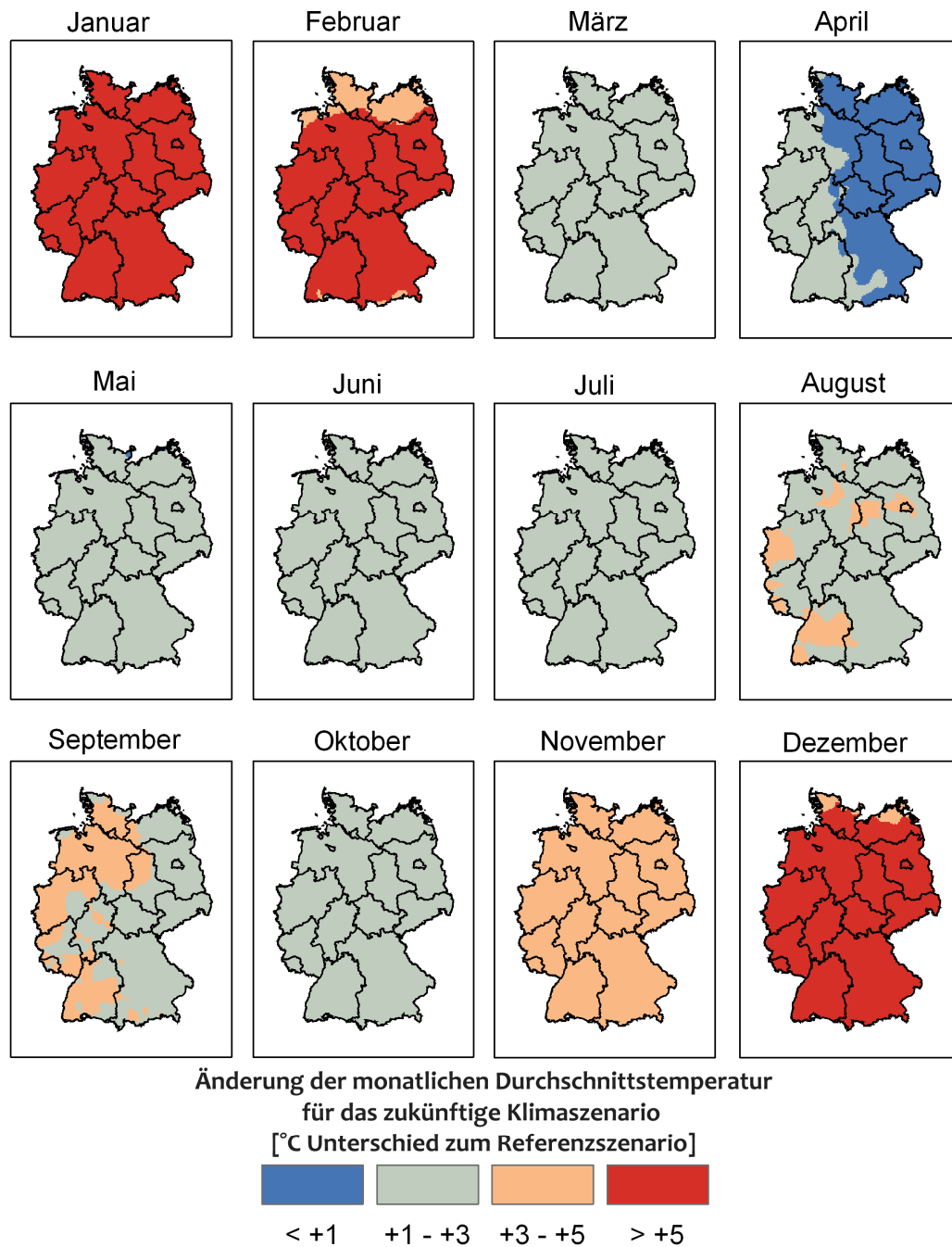


Abbildung 8-4: Änderung der monatlichen Durchschnittstemperatur des zukünftigen Klimas (A1B Szenario, Zeitraum 2081-2090) zum Referenzszenario (SPEKAT *et al.*, 2007).

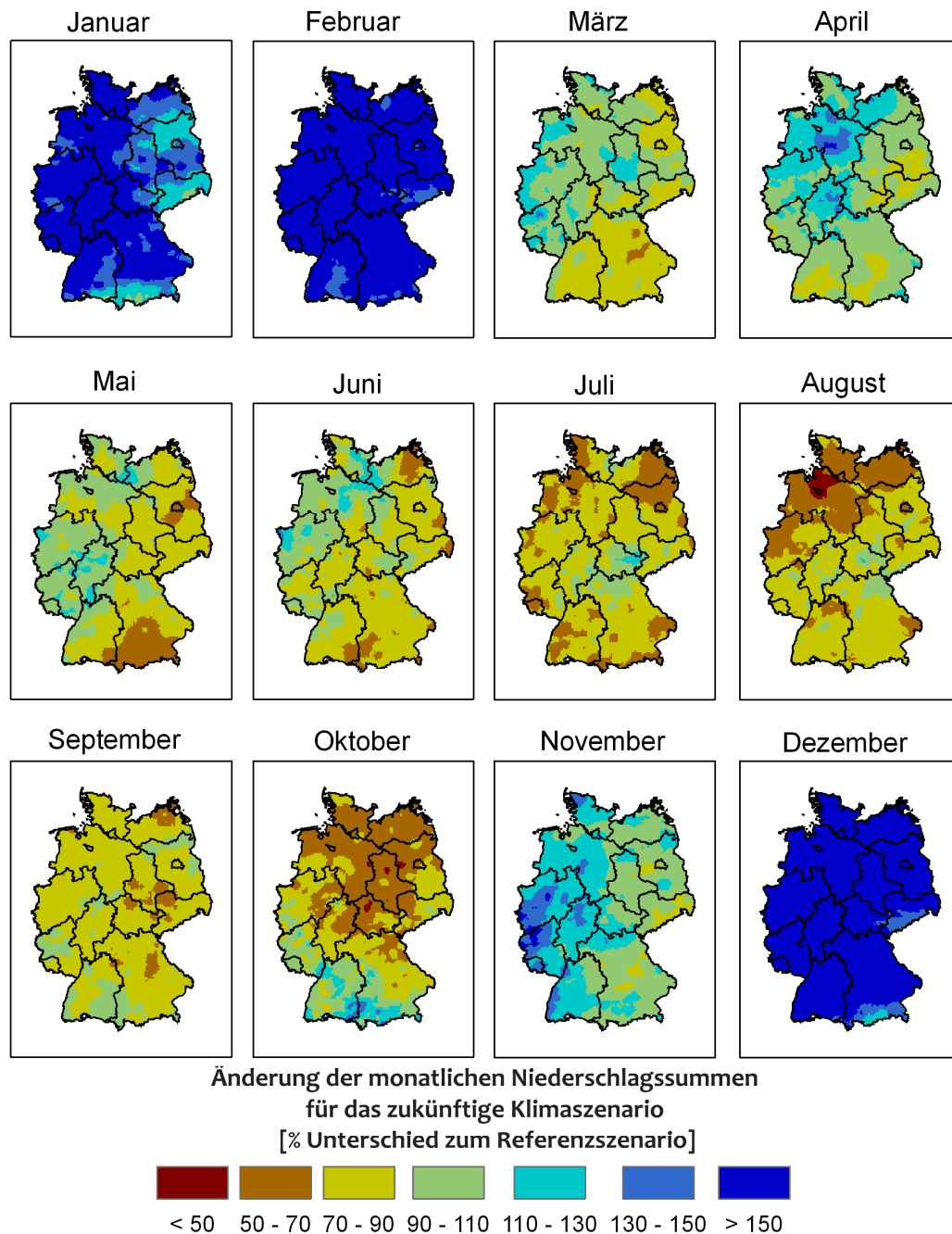
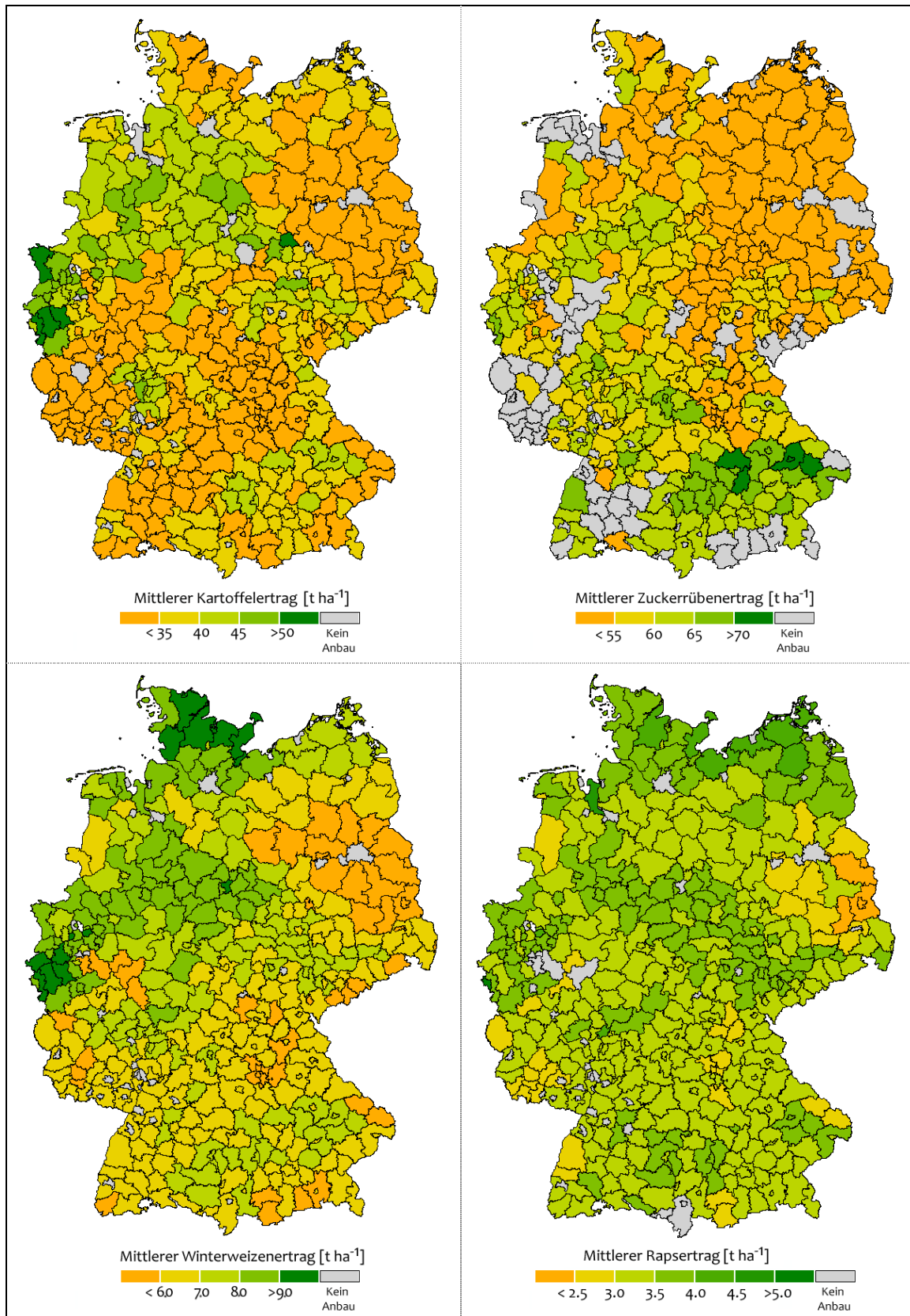


Abbildung 8-5: Änderung der monatlichen Niederschlagssummen des zukünftigen Klimas (A1B Szenario, Zeitraum 2081-2090) zum Referenzszenario (SPEKAT *et al.*, 2007).



**Abbildung 8-6: Mittlere Erträge von Winterraps, Winterweizen, Zuckerrübe und Kartoffel (Datengrundlage: STATISTISCHEN ÄMTERN DES BUNDES UND DER LÄNDER, 2007).**

## 8.2 Häufigkeitsverteilung der Modellergebnisse

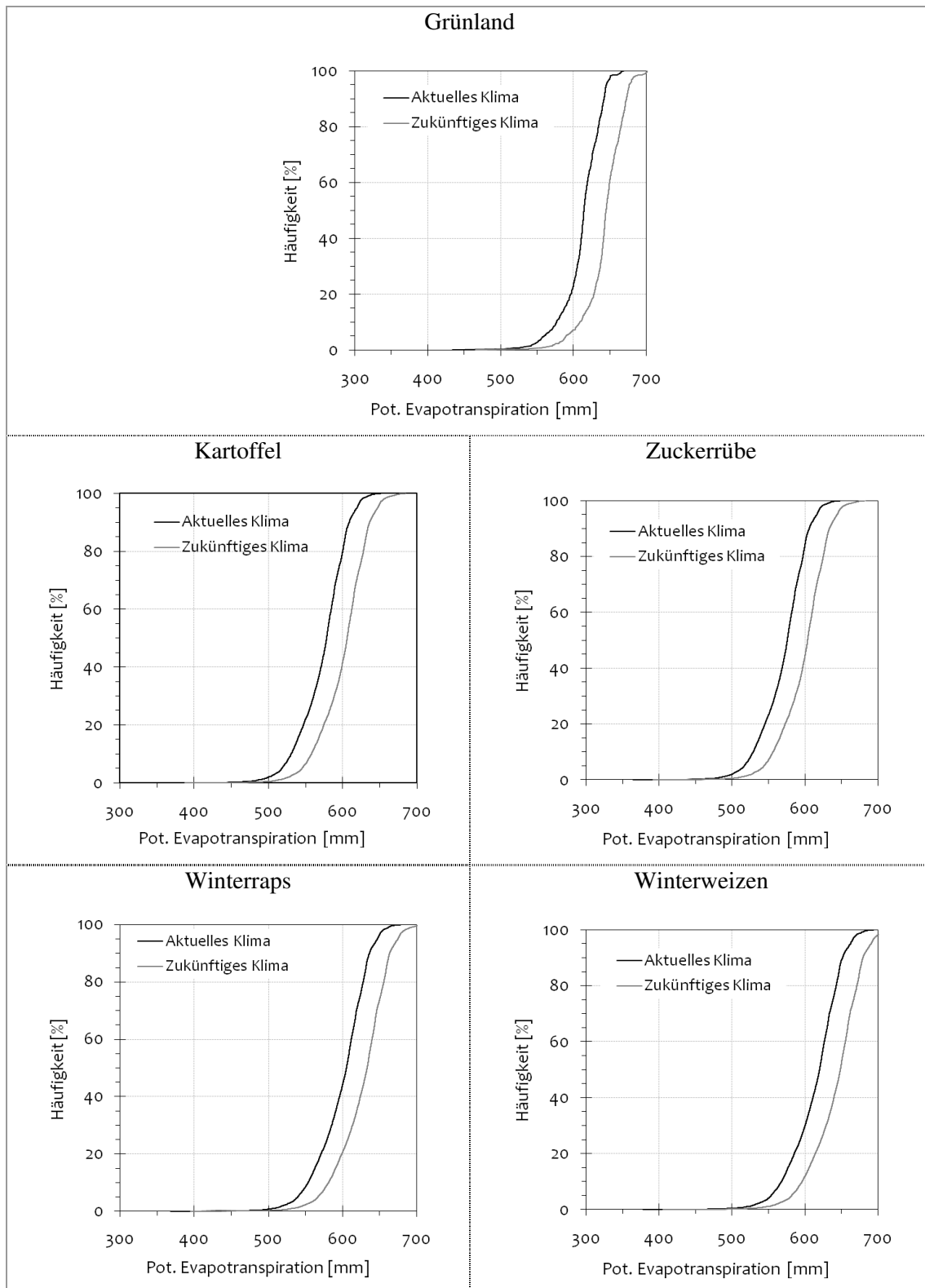


Abbildung 8-7: Häufigkeitsverteilung der jährlichen potentiellen Evapotranspiration für Acker- und Grünlandstandorte.



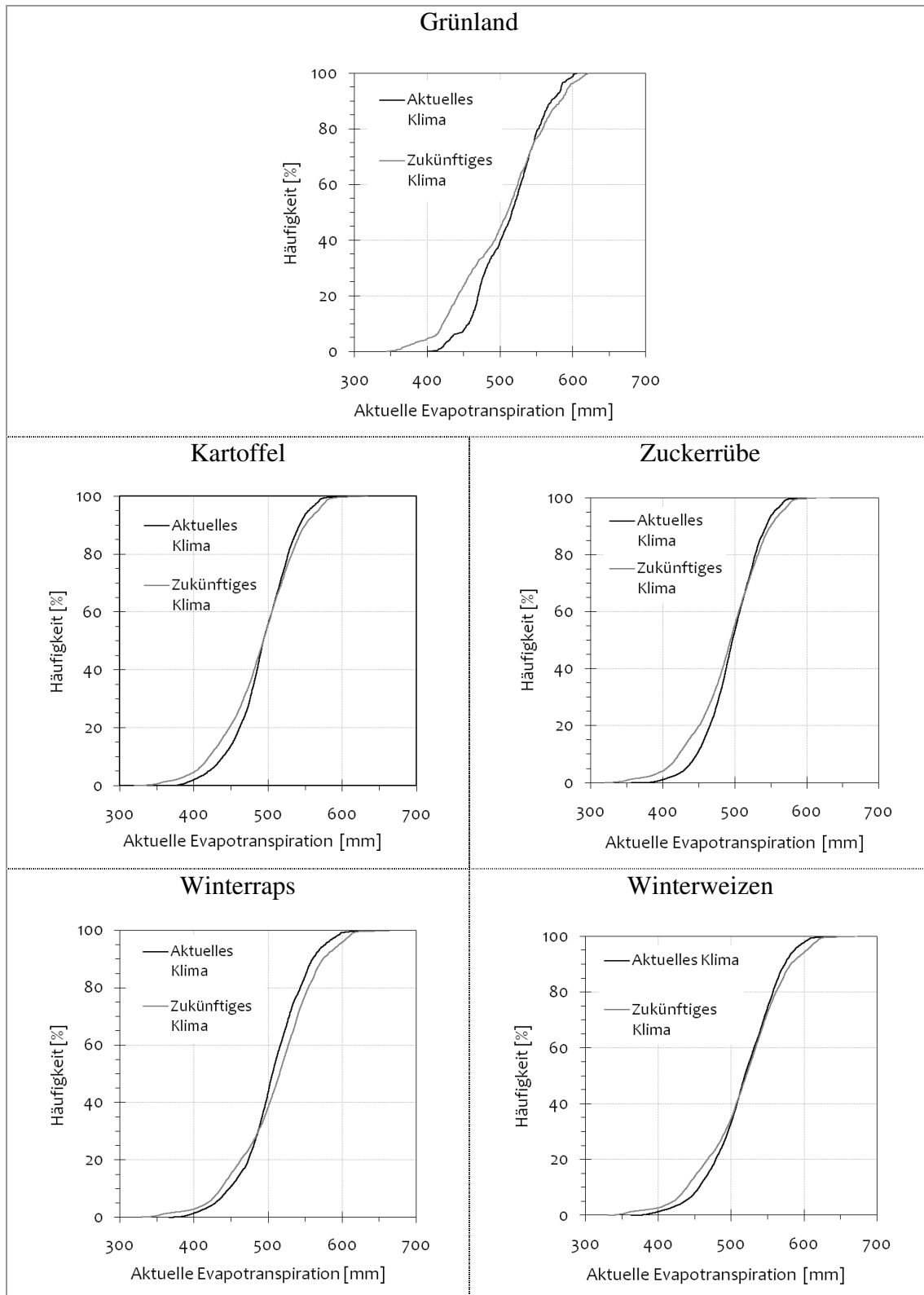
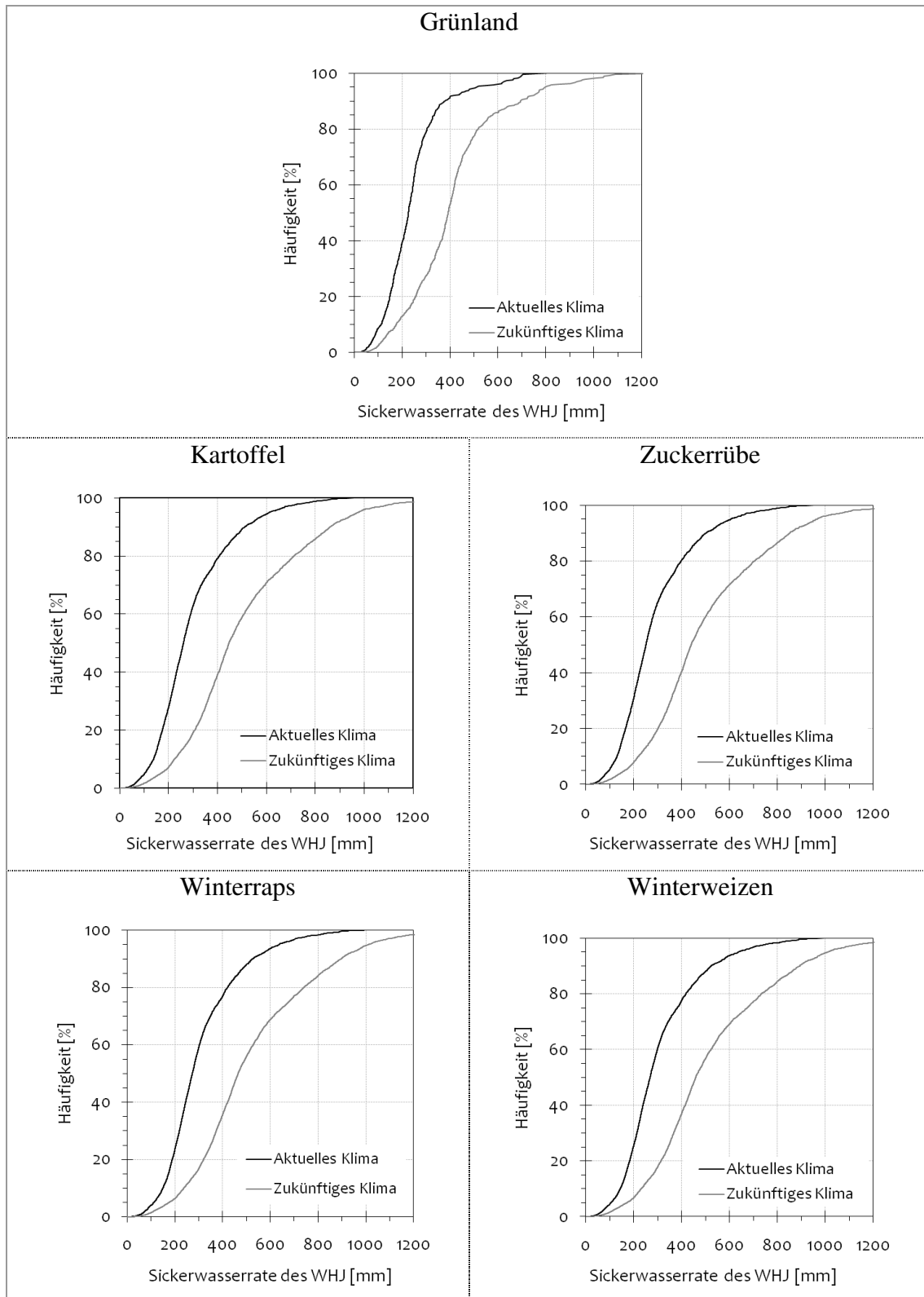


Abbildung 8-8: Häufigkeitsverteilung der jährlichen aktuellen Evapotranspiration für Acker- und Grünlandstandorte.



**Abbildung 8-9: Häufigkeitsverteilung der Sickerwasserrate des WJH aus dem effektiven Wurzelraum für Acker- und Grünlandstandorte.**

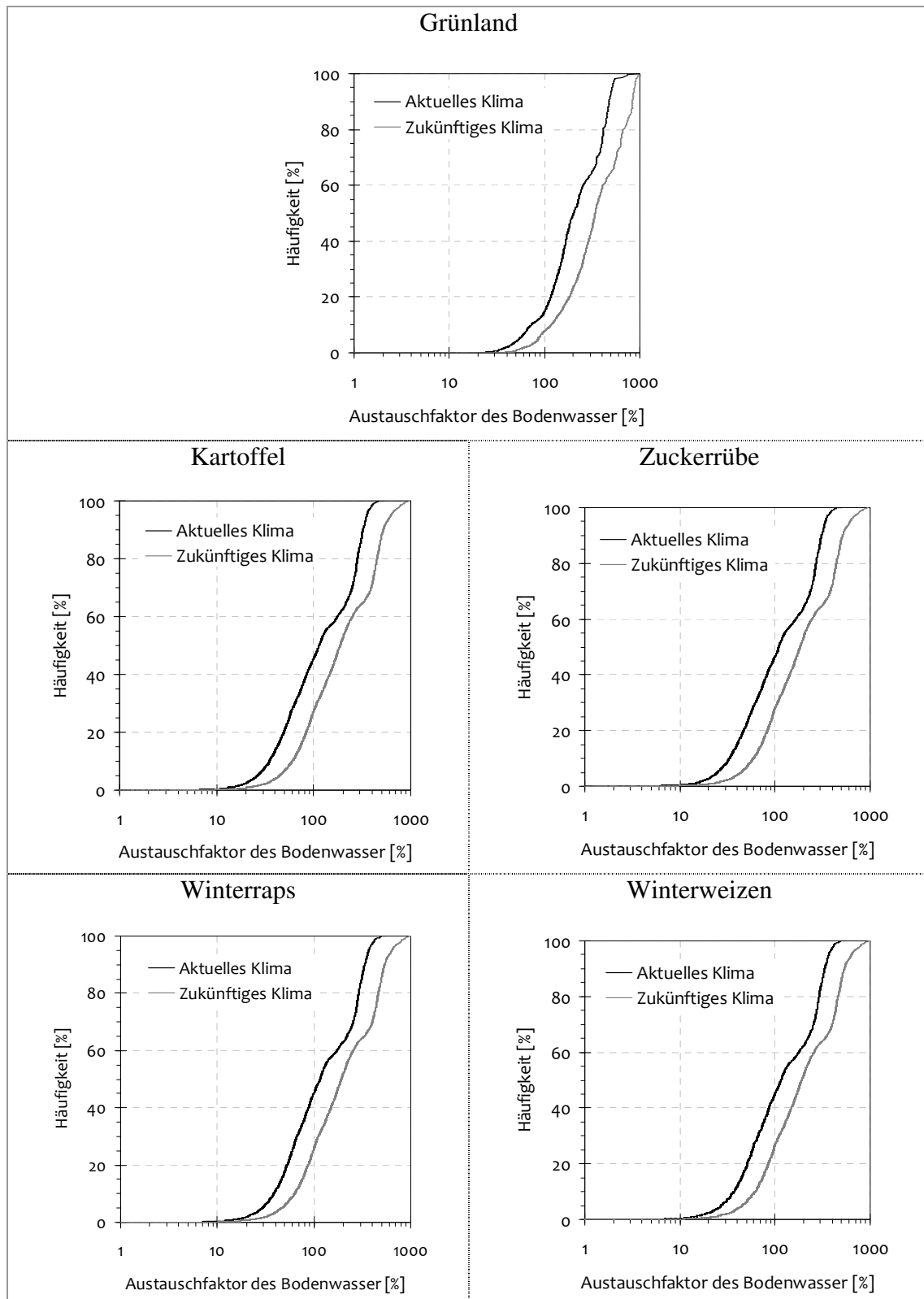


Abbildung 8-10: Häufigkeitsverteilung des Austauschfaktors des Bodenwasser für Acker- und Grünlandstandorte.

### 8.3 Validierung des Bodenwasserhaushaltsmodells mit variierendem Klimamuster

Der Vergleich der Ergebnisse des Bodenwasserhaushaltes durch die Berechnung eines „Braunschweiger“ Klimamusters und eines „Freiburger“ Klimamuster zeigen sehr hohe, lineare Korrelationen (Abbildung 8-11 -Abbildung 8-14). Dieses bedeutet, dass die Ergebnisse des Bodenwasserhaushaltes nicht sehr sensibel auf das Klimamuster reagieren. Wichtiger ist vielmehr die absolute Höhe der monatlichen Niederschläge und Temperaturen, die in der angewandten Methodik berücksichtigt werden.

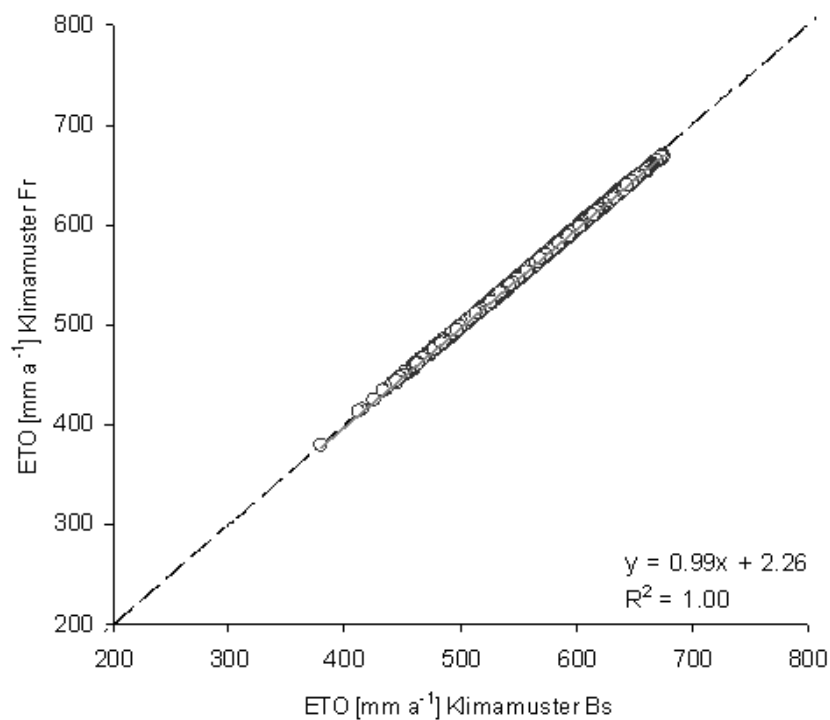
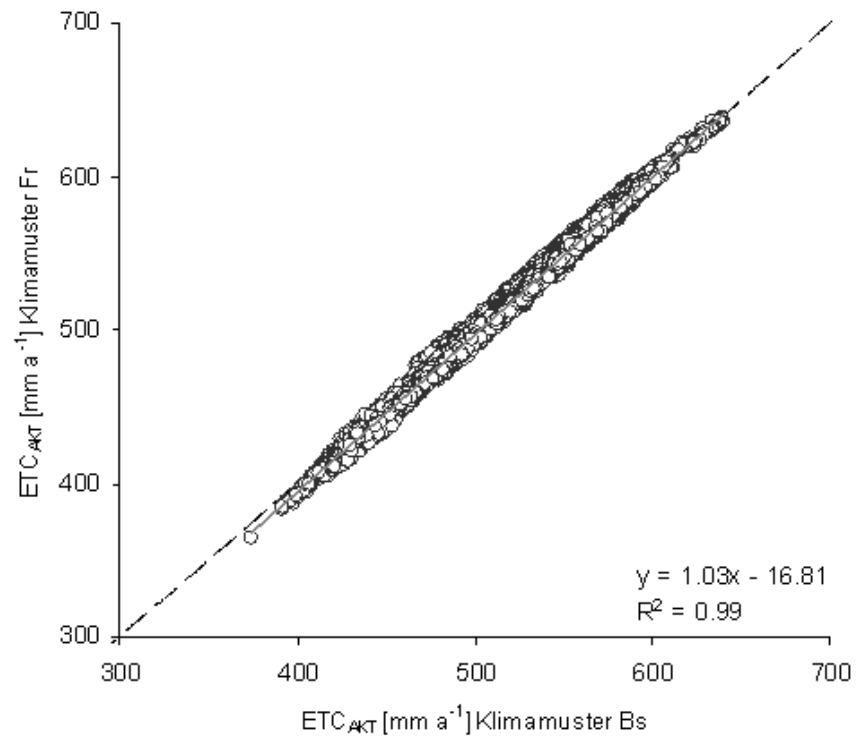
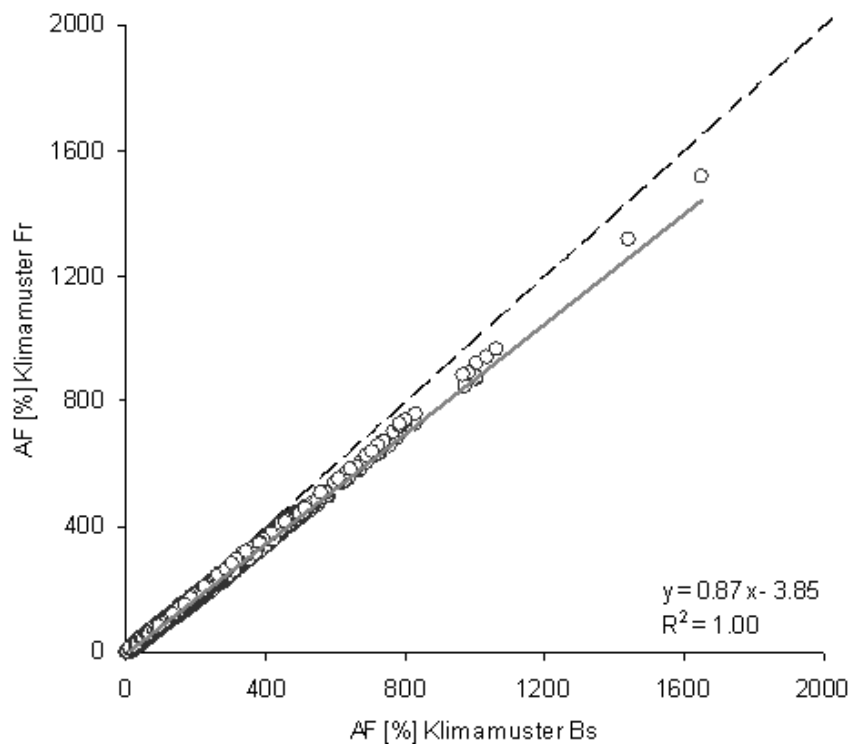


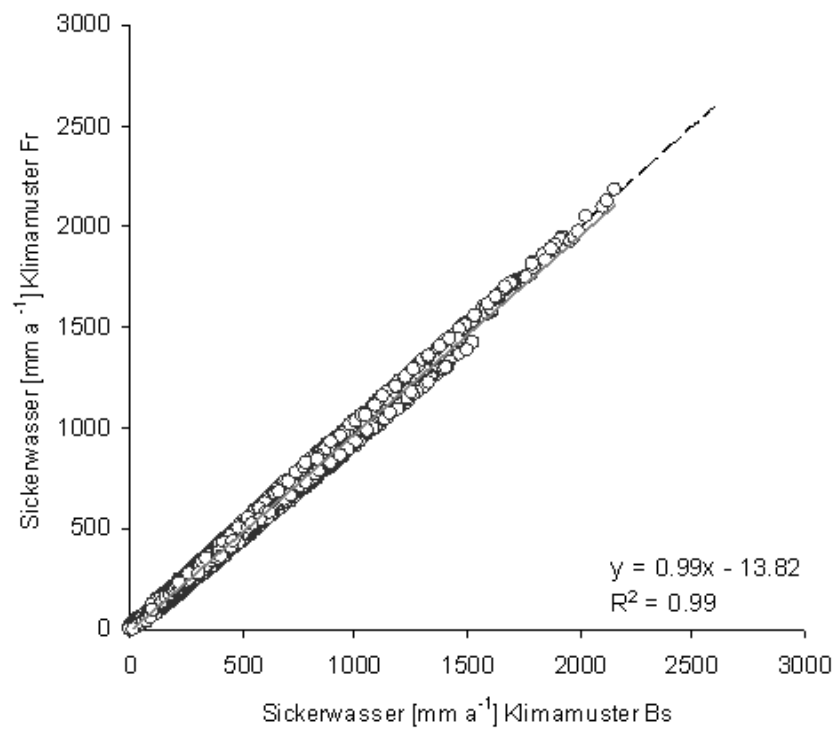
Abbildung 8-11: Validierung der potentiellen Evapotranspiration bei Grasbewuchs mit dem Braunschweiger Klimamuster (Bs) und dem Freiburger Klimamuster (Fr).



**Abbildung 8-12: Validierung der aktuellen Evapotranspiration bei Grasbewuchs mit dem Braunschweiger Klimamuster (Bs) und dem Freiburger Klimamuster (Fr).**



**Abbildung 8-13: Validierung des Auswaschungsfaktors bei Grasbewuchs mit dem Braunschweiger Klimamuster (Bs) und dem Freiburger Klimamuster (Fr).**



**Abbildung 8-14: Validierung der jährlichen Sickerwasserrate bei Grasbewuchs mit dem Braunschweiger (Bs) und dem Freiburger Klimamuster (Fr).**